

**Rückstandsuntersuchungen auf chlorierte Kohlenwasser-
stoffe an freilebenden Säugetieren im Hinblick auf ihre
Indikatorfunktion für Umweltbelastung**

Heinrich Josef Sturm

1980



Digitized by the Internet Archive
in 2026

Aus dem Institut für Physiologie, Physiologische
Chemie und Ernährungsphysiologie, der Tierärztlichen
Fakultät der Universität München.
Vorstand: Prof. Dr. H. Zucker

Arbeit angefertigt unter Leitung von
Prof. Dr. Dr., Dr. h.c. mult. J. Brüggemann

Rückstandsuntersuchungen auf chlorierte Kohlenwasser-
stoffe an freilebenden Säugetieren im Hinblick auf
ihre Indikatorfunktion für Umweltbelastung.

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde der
Tierärztlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität
München

von
Heinrich Josef Sturm
aus
Pfaffenberg

München 1979

Gedruckt mit Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät
der Universität München

Dekan: Prof. Dr. J. von Sandersleben

Referent: Prof. Dr. Dr. Dr.h.c.mult. J. Brüggemann

Korreferent: Prof. Dr. W. Kreuzer

Tag der Promotion: 29. Februar 1980

INHALTSANGABE

I.	Einleitung	3
II.	Problemstellung	6
III.	Literatur	10
	1. Eigenschaften der in dieser Arbeit analysierten Kohlenwasserstoffe.	12
	2. Rückstandsermittlungen in Lebensmitteln tierischer und pflanzlicher Herkunft.	19
	3. Rückstandsermittlungen beim Menschen.	27
	4. Rückstandsermittlungen bei Nutz- und freilebenden Tieren.	30
	5. Rückstandsuntersuchungen bei Vögeln.	34
	a) Singvögel	34
	b) Feldhühner	37
	c) Watvögel	38
	d) Rauhfußhühner	39
	e) Tauben	40
	f) Wasservögel	40
	g) Greifvögel	42
	6. Rückstandsuntersuchungen bei Wildsäugern	45
	a) Hasen	45
	b) Wildwiederkäuer	47
	c) Schwarzwild	48
	7. Fallwilduntersuchungen	51
IV.	Eigene Untersuchungen	53
	1. Probematerial	53
	2. Reviere	56
	a) Revier Stammham	56
	b) Die Reviere Bayerbach und Holztraubach	58
	c) Revier Löchgau	61

3. Untersuchte Wildarten	62
a) Wildwiederkäuer	62
Rehwild	62
Damwild	64
Muffelwild	64
b) Schwarzwild	65
4. Methodik	67
a) Extraktion und Reinigung	67
Lebergewebe	67
Fettgewebe	69
b) Gaschromatographische Messungen und Auswertungen	69
5. Untersuchungsergebnisse von Leber und Depotfett von Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild.	71
Einzelwerte: Tabelle 6 bis 14 c	72
6. Besprechung der Ergebnisse	107
a) Numerische Häufigkeit der CKW-Rückstände	107
b) Durchschnittliche Konzentration an CKW-Rückständen	109
V. Diskussion	112
VI. Zusammenfassung	121
VII. Summary	122
VIII. Literaturübersicht	123

I. Einleitung

Das im Jahre 1970 verabschiedete Umweltprogramm fordert Maßnahmen zur Erhaltung einer gesunden Umwelt. Der Mensch wirkt auf seinen Lebensraum ein und verändert ihn keineswegs immer zu seinem Vorteil. Wissenschaft und technischer Fortschritt haben die Lebensbedingungen tiefgreifend verändert und Umweltverhältnisse geschaffen, die die Gesundheit des Menschen, der Tier- und Pflanzenwelt nachteilig beeinflussen. Ein Teil der Umweltschäden bleibt verborgen und zeigt sich erst Jahre, sogar Jahrzehnte später (Gruhl, 1978).

Die Umweltbelastung durch Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle und andere Chemikalien ist in den letzten Jahren in zunehmendem Maße in die öffentliche Kritik geraten (Thier 1971).

Das Buch von Carson "Der stumme Frühling", wenn auch umstritten, hat zu diesem Umweltkomplex schon vor Jahren einen vielbeachteten Beitrag geliefert (Carson, 1965).

Der technische Fortschritt beschränkte sich nicht nur auf die Industrie, er erfaßte unter anderem auch die Land- und Forstwirtschaft, sowie alle Lebensbereiche.

Beispielsweise gab die Landwirtschaft um die Jahrhundertwende die Drei-Felder-Wirtschaft auf und ging zur intensiven Nutzung des Bodens über. Der Einsatz von Mineraldüngern und eine gründlichere Bodenbearbeitung ermöglichten Ertragssteigerungen. Anerkanntes Saatgut und Fortschritte im Pflanzenschutz sicherten die Mehrerträge. Diese Maßnahmen waren notwendig, um den steigenden Bedarf an

Nahrungsmitteln für die Welternährung zu gewährleisten. Die Flurbereinigung erlaubte den großzügigen Einsatz von Maschinen und führte mit der in den letzten 20 Jahren zu beobachtenden Umstellung und Spezialisierung der Viehhaltung zur Schaffung von Monokulturen. Dieser Werdegang schuf für die Ausbreitung bestimmter Pflanzenschädlinge ausgezeichnete Bedingungen. Die auf Grund des Arbeitskräftemangels zunehmende Verunkrautung der Felder wurde durch den Einsatz von Unkrautbekämpfungsmitteln unterbunden. Der Krankheitsbefall der Nutzpflanzen und vor allem die sprunghafte Vermehrung der Pflanzenschädlinge in den Monokulturen führte zur Gefährdung der Ernten (Huppert, 1971; Weinzierl, 1972; Böning, 1964; Kradel, 1976). Im Kampf gegen diese Schädlinge bietet die Chemie Pflanzenschutzmittel - die 'Pestizide' - an, die in ihrer Wirkung tiefgreifender sind als alle anderen früher angewandten Methoden. Als Pestizide werden alle Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel zusammengefaßt, die gegen tierische, mikrobielle oder pflanzliche Schaderreger eingesetzt werden können (Hapke, 1975). Der Einsatz der Pestizide in der Land- und Forstwirtschaft ist deshalb notwendig, wenn auch nicht ungefährlich.

Die Bedeutung der Pestizide ist heute unbestritten, werden doch nach vorsichtigen Schätzungen von Experten 20 bis 25 % der Welternte an Getreide, Zucker, Kartoffeln, Obst und Gemüse durch Schädlingsbekämpfungsmittel vor Verlust aller Art bewahrt.

Im Laufe der Zeit erhoben sich kritische Stimmen, die mit Besorgnis den steigenden Einsatz von Pestiziden sehen. Es werden Befürchtungen geäußert, daß entweder die Pestizide selbst oder toxische Abbauprodukte in verschiedene Nahrungsmittel übergehen können (Gerlach, 1973; Korschgen, 1970).

II. Problemstellung

In der Bundesrepublik werden jährlich 4 % des Weltverbrauches an Pflanzenschutzmitteln ausgebracht. Der Einsatz der Pestizide in der Landwirtschaft ist aus folgender Tabelle ersichtlich:

Tabelle 1: Übersicht über den Einsatz von Pestiziden in der Landwirtschaft

<u>Kultur</u>	<u>Herbizide</u>	<u>Fungizide</u>	<u>Insektizide</u>
Getreide	70 - 80 %	7 - 9 %	weniger als 1 %
Zuckerrüben	90 - 100 %	3 - 5 %	35 - 40 %
Kartoffeln	30 - 40 %	35 - 40 %	33 - 40 %
Forst	1 - 3 %	weniger als ; %	
Weinbau	35 - 40 %	100 %	100 %
Obstbau	60 - 70 %	100 %	100 %
Grünland	weniger als 1 %		

Anwendung auf % der Fläche (Kradel, 1976).

Im Vordergrund stehen die Herbizide mit durchschnittlich 55 - 65 %, dann folgen die Fungizide mit 20 - 25 % (Kölling, 1973, 1974; Kradel, 1971, 1976; Hapke, 1971).

Die Insektizide sind daran nur mit 5 - 6 % beteiligt. Hinsichtlich ihrer Rückstandsbildung verdienen sie besondere Beachtung (Kradel, 1976).

In dieser Beziehung ist gerade den chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) eine große Bedeutung beizumessen. Sie sind sehr stabile Verbindungen, deren biologischer Abbau in der Natur einige Jahre dauern kann und die wegen ihrer lipophilen Eigenschaften besonders im fetthaltigen Gewebe gespeichert werden.

Zu ihnen zählen das Fungizid Hexachlorbenzol (HCB), weiterhin die Insektizide Lindan und dessen Isomere, das Heptachlor (HE) und sein Abbauprodukt

Heptachlorepoxid (HEep), Aldrin und dessen Metabolit Dieldrin, Endrin, -Endosulfan, DDT und dessen Metaboliten DDD, DDE.

Pestizide auf der Basis der CKW's werden seit 20 Jahren in großem Umfange als Insektizide benutzt. Sie gelangen entweder direkt bei der Insektenbekämpfung oder indirekt durch Spritzung oder Bestäubung in den Boden. Zum Schutz der Bevölkerung hat der Gesetzgeber mehrere Verordnungen sowie eine Anwendungsbeschränkung für verschiedene Pestizide erlassen (Pflanzenschutzgesetz 1975).

Die seit dem Jahre 1968 gültige und 1973 modifizierte Höchstmengenverordnung (HVO) sieht Pestizidtoleranzen für Lebensmittel pflanzlicher Herkunft vor und wird der jeweiligen Situation angepaßt (HVO Pflanzenschutz, pflanzliche Lebensmittel).

Eine entsprechende Verordnung für Lebensmittel tierischer Herkunft wurde herausgegeben. Sie schließt auch vom Wild stammende Lebensmittel ein (HVO, tierische Lebensmittel, 1973).

Das Risiko der Kumulierung von Umweltchemikalien über die Nahrungskette soll durch die Verordnung über Höchstmengen in Futtermitteln gemindert werden (Futtermittelverordnung; 1976).

Der wachsende Einsatz von Chemikalien in der Nahrungs- und Futtermittelerzeugung, sowie in der Industrieproduktion erfordert eine ständige Überwachung der unbelebten und belebten Umwelt hinsichtlich des Rückstandspegels umweltgefährdender Verbindungen. In die Kontrolle von Lebens- und Futtermitteln sind die staatlich chemischen und veterinärmedizinischen

Untersuchungsanstalten, die Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten, wie auch der Tiergesundheitsdienst eingeschaltet.

Ein ebenso wichtiger wie empfindlicher Wertmesser für die biologische Beurteilung des Lebensraumes ist das freilebende Wild. Es ist jedoch zwischen Tieren verschiedener Lebensgewohnheiten (Herbivoren, Omnivoren und Carnivoren) bzw. zwischen landwirtschaftlichen Nutztieren und Wildtieren aus verschiedenen Lebensräumen zu unterscheiden. Im Gegensatz zum Nutztier, dessen Nahrungsaufnahme kontrollierbar ist, werden Sicherheitsvorkehrungen bei freilebenden Spezies, wie z.B. bestimmte Anwendungszeiträume für Umweltchemikalien, die weitgehende Rückstandsfreiheit zum Erntezeitpunkt der Nahrung garantieren, nicht wirksam. Das Wild hält sich nicht an Wartefristen und seine Nahrungsaufnahme entzieht sich unserer Kontrolle.

Es ist an das quantitativ und qualitativ unterschiedlich kontaminierte Nahrungsangebot seines Lebensraumes gebunden und somit einer unmittelbaren Kontamination ausgesetzt. Zudem lebt es in Biotopen, in denen noch Pestizide eingesetzt werden, die in Lebensmitteln verboten sind (Brüggemann et al, 1973; Drescher-Kaden, 1976).

Wegen des geringen Wildbretverzehrs (ca. 1 kg pro Kopf und Jahr) spielt das Wild als Nahrungsmittel bei der chronischen Pestizidbelastung des Menschen,

der am Ende der Nahrungskette steht, kaum eine Rolle. Im Unterschied zum Menschen und zum Haustier ist das Leben von Wildtieren fast ausschließlich durch örtliche Biotopverhältnisse sowie durch sein Wasser- und Nahrungsangebot beeinflusst. Die Schadwirkung der verschiedenen Chemikalien wird in der Regel an gut ernährten und gehaltenen Versuchstieren geprüft. Diese idealen Bedingungen treffen beim Wild nicht zu. Das Wildtier ist gegenüber den Versuchstieren starken Umwelteinflüssen, wie Nahrungsmangel, Kälte und parasitären Erkrankungen ausgesetzt. Da der Rückstandspegel und die Schadwirkung von verschiedenen und wechselnden Faktoren abhängt, sind auch andere abweichende Rückstandswerte zu erwarten.

In dieser Arbeit soll nun untersucht werden, inwieweit Wildwiederkäuer und Schwarzwild sich als Indikatoren für die Umweltbelastung eignen.

Im besonderen soll erarbeitet werden, ob Wildtiere in einem ausschließlich forstlich genutzten Gatterrevier und Rehe aus vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Revieren dieselbe Menge an CKW-haltigen Rückständen aufweisen.

Reh-, Muffel-, Dam- und Schwarzwild sind standorttreue Wildarten, sie geben ein Spiegelbild von den in ihrem Lebensraum eingesetzten Schädlingsbekämpfungsmitteln.

III. Literatur

Die im Zusammenhang mit dem Einsatz von Bioziden möglichen Gefahren für die Umwelt liegen nicht nur in ihrer toxischen Wirkung, sondern in ihrer teilweise sehr hohen Persistenz. So können verschiedene Wirkstoffe wegen ihrer Stabilität zu einer starken Umweltbelastung beitragen.

Die Anwesenheit der Chemikalien im Boden führt zur Kontamination des Grundwassers und des Pflanzenbestandes. Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Art des Bodens und der Bodenbearbeitung, Flüchtigkeit der Verbindungen, möglicherweise noch andere Faktoren beeinflussen die Persistenz im Boden. Direkte Behandlung der Pflanzen bewirken niedrige aber nachweisbare Rückstände in Obst, Gemüse, Getreide, Mais und Rüben. In den Verarbeitungsprodukten dieser Pflanzen sind ebenfalls Rückstände zu finden. Die mit der Nahrung aufgenommenen Pestizide haben eine Anreicherung von Rückständen im tierischen Organismus zur Folge und spielen bei der Kontamination der vom Tier stammenden Lebensmittel eine wesentliche Rolle (Marth, 1965).

Rückstandsanalytische Untersuchungen von Futtermitteln zeigten, daß diese zum Teil erheblich mit Pestiziden und deren Metaboliten behaftet sein können (Knapstein, 1974).

Sie gelangen über den Pfortaderkreislauf in die Leber. Dort erfolgt die Metabolisierung und die Weitergabe in den Kreislauf. Das Blut transportiert die Wirkstoffe und ihre Metaboliten zu Geweben, die diese speichern können und zu Organen, die sie ausscheiden. Durch die besondere Affinität der CKW's zu den

Fettgeweben, sind Rückstände vor allem in diesen Geweben und in den lipoidreichen Organen Gehirn, Leber und Gonaden, zu finden. Sie wirken vornehmlich auf das Zentralnervensystem (ZNS); bei länger dauernder Einwirkung führen sie zu Parenchymschäden. Die Wirkstoffe erreichen das ZNS beim Warmblüter über das Blut, bei Insekten durch direkte Wanderung über die Lipoide in das Nervengewebe. Der Wirkungsmechanismus beim Warmblüter ist trotz eingehender Untersuchungen noch nicht eindeutig geklärt (Klimmer, 1971).

Die Ausscheidung der Rückstände hängt von der Verweildauer der verschiedenen chlorierten Kohlenwasserstoffe im Organismus ab. Hydrophile CKW-Verbindungen zeichnen sich durch eine kurze Halbwertszeit (HWZ) aus, lipophile dagegen weisen eine lange HWZ, die durch ihre Affinität zum Fett bedingt ist, auf. Haben chlorierte Kohlenwasserstoffe eine lange HWZ und überschreitet die tägliche Aufnahme die Eliminierung, so kommt es zu einer Kumulation im Organismus. Bei einer konstanten Aufnahme von CKW's über längere Zeit kann eine Sättigung im Körper erreicht werden, wobei die Aufnahme und die Ausscheidung gleich sind. In dieser Situation ist ein Fließgleichgewicht eingetreten und die Gesamtmenge der gespeicherten Wirkstoffe bleibt konstant; eine übermäßige Speicherung von CKW's im Gewebe und im Fett findet nicht statt. Während der Mobilisierung des Fettgewebes in Notzeiten wandern die CKW's über das Blut in die Leber zurück. Die Leber ist damit das Zentralorgan für den Stoffwechsel der CKW's (Kölling, 1974).

1. Eigenschaften der in dieser Arbeit analysierten chlorierten Kohlenwasserstoffe

Hexachlorbenzol (HCB)

HCB, ein Fungizid, wird als Saatgutbeizmittel eingesetzt. LD₅₀ höher als 9,5 g/kg Ratte, geringe akute Toxizität bei peroraler Verabreichung an Ratten.

Verboten seit: 1977

Toleranzgrenze im Fleisch:

bezogen auf Fett 0,5 mg/kg

Eine starke Affinität zum Fettgewebe und eine hohe Persistenz sind die charakteristischen Eigenschaften des HCB.

DDT und dessen Abbauprodukte (Metaboliten)

DDT: Dichlor-diphenyl-trichloräthan

LD₅₀: 250 - 300 mg/kg Ratte oral

Halbwertszeit: im Boden 30 Monate und darüber

Verboten seit: 1971, beschränkte Anwendung im Forst zulässig

Toleranzgrenze im Fleisch:

bezogen auf Fett 3,0 mg/kg (Summe aus DDE + DDD + DDT)

Anwendung: Insektizid mit Berührungs- und Fraßgiftwirkung. Es wurde früher gegen fressende Insekten, Käfer und Raupen im Obst-, Gemüse, Acker- und Weinbau, wie auch im Forst eingesetzt. Metaboliten des DDT:

- a) p,p'-DDD (p,p'-TDE): Dichlor-diphenyl-dichloräthan: LD₅₀: 3400 mg/kg per os, Ratte
- b) p,p'-DDE: Dichlor-diphenyl-dichloräthylen: biologisch unwirksam

In der BRD ging der DDT-Verbrauch von 1969 - 73 von etwa 188 t auf 9 t zurück.

Durch die übertriebene Anwendung und durch den Mißbrauch von DDT kam es zu Ansammlungen und steigenden Restmengen im Boden, Gewässern und Pflanzen.

Im Boden ist DDT persistenter als andere chlorierte Kohlenwasserstoffe, wie z.B. Aldrin oder Lindan.

Aus den Böden kann DDT in Quellen und Flüsse gelangen und in den dort lebenden Tieren kumulativ gespeichert werden. Auch die im Boden lebenden Tiere nehmen DDT auf und geben es im Rahmen von Nahrungsketten an die höheren Tiere weiter.

Verhalten in der Pflanze:

Ein Übergang von DDT vom Boden in die Pflanze kommt nicht vor. Der Abbau von DDT, das über die Blätter in die Pflanze gelangt, ist nicht sicher nachzuweisen.

Verhalten im Warmblüterorganismus:

DDT dringt in den Warmblüterorganismus auf oralem Wege, oder durch die Haut und die Atmungsorgane ein. Nach peroraler Aufnahme von DDT erfolgt eine langsame Resorption aus dem Magen- und Darmkanal und eine Verteilung mit dem Blut im ganzen Körper und zwar bevorzugt auf lipoidreiche Gewebe, vor allem im Depotfett. Das Insektizid wird zum Teil als DDT bzw. als DDE zurückgehalten. Der Rest der in den Organismus laktierender Säugetiere gelangenden DDT's und anderen CKW's sowie Heptachlorepoxyd, Dieldrin, Endrin und Lindan werden mit der Milch ausgeschieden.

Seit 1973 findet DDT in der Forst- und Landwirtschaft keine Anwendung mehr. Es wird jedoch in den Entwicklungsländern zur Bekämpfung der Malaria und zur Sicherung

der Baumwollernte eingesetzt. Die gesamte Biosphäre enthält DDT und seine Metaboliten.

Lindan (γ -1,2,3,4,5,6-Hexachlorcyclohexan)

LD₅₀: 88 - 125 mg/kg, Ratte oral

Halbwertszeit: im Boden 12 - 20 Monate

Toleranzgrenze im Fleisch:

bezogen auf Fett 2,0 mg/kg

Anwendung: Insektizid, Fraß-, Atem- und
Berührungsgift;

Lindan ist luft-, licht- und hitzebeständig. Es ist
deshalb jahrelang im Boden haltbar.

Verhalten in der Pflanze:

Wegen seines Eindringungsvermögens von der Blattoberfläche in das Pflanzeninnere und des Weitertransportes im pflanzlichen Gewebe zeigt Lindan insektizide "Tiefenwirkung". Auch aus der umgebenden Luft nimmt die Pflanze Lindan auf. Schließlich erreicht das Insektizid aus dem Boden durch die Wurzel das Innere der Pflanze.

Verhalten im Warmblüterorganismus:

Unter den Isomeren von Hexachlorcyclohexan zeigt Lindan (γ -HCH) die höchste Toxizität für Warmblüter. Jungtiere sind im allgemeinen empfindlicher als ausgewachsene Tiere. Lindan kann oral, auf dem Atemwege und durch die Haut vom Organismus des Warmblüters aufgenommen werden. Nach peroraler Aufnahme wird Lindan durch die Schleimhäute des Verdauungstraktes resorbiert, mit dem Blut im Körper verteilt und im Fett und in den lipoidreichen Organen

gespeichert. Vermutlich sind bei Lindan-Intoxikationen Bereiche des ZNS Hauptangriffspunkte im Organismus. Aber auch andere Organe, z.B. Niere und Leber werden betroffen.

Hexachlorcyclohexan (HCH)

Technisches Gemisch aus dem α , β , δ , γ - und ϵ -Isomeren

LD₅₀: 600 mg/kg, Ratte

Halbwertszeit: im Boden 12 - 20 Monate

Verboten seit: 1977

Toleranzgrenze im Fleisch für α + β HCH:

bezogen auf Fett 0,3 mg/kg

Anwendung: Insektizid, Kontakt-, Atem- und Fraßgift

Toxikologisch besitzt das γ -Isomere (=Lindan)

für akute Vergiftungen die größte Bedeutung. Das

β -Isomere ist persistent und kumuliert im tierischen Organismus.

Akute Vergiftungen mit HCH bzw. Lindan sind bei den Haustieren selten, wenn die jeweiligen Behandlungsvorschriften eingehalten werden. Durch unbeabsichtigte Aufnahme von HCH nach einer Schädlingsbekämpfung ist eine akute Vergiftung mit den Symptomen zentralnervöser Störungen möglich. HCH ist für Bienen und auch für Fische stark giftig.

Aldrin 1,2,3,4,10,10-Hexachlor-1,4,4a,5,8,8a-hexahydro-(1,4,5,8-bis (endo-exo)-methylen)-naphthalin

LD₅₀: 50 mg/kg Ratte, oral

Halbwertszeit: im Boden 3 - 8 Monate

Verboten seit: 1971; beschränkte Anwendung im Weinbau
zulässig.

Toleranzgrenze im Fleisch:

bezogen auf Fett 0,2 mg/kg - gilt für Aldrin + Dieldrin

Anwendung: Insektizid zur Bodenbehandlung;

Berührungs-, Fraß- und Atemgiftwirkung

Verhalten im Boden und in der Pflanze:

Bei Sonnen- und Ultraviolettbestrahlung an der Luft
wird Aldrin langsam zu Dieldrin oxydiert, ferner bei
seiner Anwendung als Pflanzenschutzmittel sowohl im
Boden als auch im Inneren des pflanzlichen und tierischen
Organismus. Aldrin kommt also besonders bei seinem Einsatz
als Bodeninsektizid zum Teil als Dieldrin zur Wirkung.

Verhalten im Warmblüterorganismus:

Aldrin kann vom Warmblüterorganismus oral, durch
Inhalation und durch die Haut aufgenommen werden.
Es wird dort im wesentlichen in der Leber zu
Dieldrin oxydiert und als solches im Fett und in
den Lipoiden der Gewebe gespeichert. In den Organismus
laktierender Tiere gelangendes Aldrin wird in der
Milch als Dieldrin ausgeschieden.

Dieldrin 1,2,3,4,10,10-Hexachlor-6,7-epoxy-
1,4,4a,5,6,7,8,8a-octahydro-(1,4,5,8-
bis-(endo exo)-methylen) - naphthalin

LD₅₀: 40 - 50 mg/Kg, Ratte, oral

Halbwertszeit: im Boden 27 Monate

Verboten seit: 1974

Wegen seiner hohen Toxizität und Persistenz ist die Anwendung in landwirtschaftlichen Kulturen nicht zugelassen.

Anwendung: Insektizid, Berührungs- und Fraßgift mit großer Wirkungsbreite.

Verhalten in der Pflanze:

Dieldrin soll etwas stärker phytotoxisch wirken als Aldrin. Aus dem Boden wird Dieldrin von den Pflanzen durch die Wurzeln aufgenommen.

Verhalten im Warmblüterorganismus:

In den Warmblüterorganismus kann Dieldrin peroral, inhalatorisch und percutan gelangen. Im Verdauungstrakt wird es schnell resorbiert. Nach der Resorption erreicht es mit dem Blut die Leber und wird dort zum Teil in ein hydrophiles Produkt umgebaut, das mit der Galle in den Darm abgegeben und teils mit den Faeces ausgeschieden wird. Ein anderer Teil des im Körper vorhandenen Dieldrin wird im Fett und in den lipoidhaltigen Organen gespeichert. Auch in der Milch laktierender Tiere wird Dieldrin ausgeschieden.

Heptachlor 1,4,5,6,7,8,8-Heptachlor-3a,4,7
7a-tetrahydroendo-4,7-methyleninden

LD₅₀: 90 - 130 mg/kg, Ratte, oral

Halbwertszeit: 8 - 10 Monate im Boden

Verboten seit: 1971; Anwendung bei Rübensaatgut
zulässig

Toleranzgrenze im Fleisch für Heptachlor + -epoxid:
bezogen auf Fett 0,2 mg/kg

Anwendung: Insektizid, Berührungs- und Fraßgift

Verhalten in der Pflanze und im Warmblüter siehe
Hepoxid.

Heptachlorepoxid

LD₅₀: 40 - 50 mg/kg Ratte

Halbwertszeit: 10 Monate im Boden

Verhalten in der Pflanze:

Heptachlor nimmt die Pflanze über die Wurzel auf.

In der Pflanze wird Heptachlor zur Heptachlorepoxid
umgewandelt, in den Blättern und Stengeln ist es nach-
zuweisen. Pflanzen, die in mit Heptachlorepoxid behandelten
Böden wachsen, enthalten dieses Insektizid ebenfalls in
ihren Blättern und Stengeln.

Verhalten im Warmblüterorganismus:

Im Organismus der Warmblüter wird Heptachlor in die
toxischere Epoxidform umgewandelt, im Fett gespeichert,
und zum Teil über die Milch ausgeschieden (Klimmer 1971).

2. Rückstandsermittlungen in Lebensmitteln tierischer und pflanzlicher Herkunft

Da der Mensch am Ende der Nahrungskette steht, in der die Pestizide eine biologische Vervielfältigung erfahren können, ist die Festsetzung von Höchstmengen (Toleranz, Permitted Level) dieser Wirkstoffe und deren Metaboliten in den zur menschlichen Ernährung dienenden Lebensmitteln notwendig, um seine Gesundheit zu schützen. Die für Lebensmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft aufgestellten Toleranzen werden auf der Basis umfangreicher toxikologischer Studien festgelegt. Diese Toleranzen dürfen nicht überschritten werden, um Schäden, insbesondere chronischer Art, beim Menschen zu vermeiden.

Die Toleranzen für Fleisch betragen, bezogen auf den Fettgehalt (mg/kg) Höchstmengenverordnung (HVO) 1973:

HCB	Lindan	α, β -HCH	HE u. HEep	Aldr. + Dieldrin	DDT + Metab.
0,5	2,0	0,3	0,2	0,2	3,0

Durch eine sinnvolle Ausbringung und Einhaltung von Wartefristen kann erreicht werden, daß diese Grenzwerte nicht überschritten werden.

Die Einhaltung der Höchstmengenverordnung kann aber durch menschliches Versagen oder falsche Anwendung nicht immer gewährleistet werden. Ebenso ist bei importierten Futtermitteln mit erhöhten Werten zu rechnen (Menke, 1973).

Im Whitten-Report (1966) wird auf Schäden, die bei Überschreitung der Toleranzwerte entstehen, hingewiesen.

Das Auftreten von DDT in einigen Lebensmitteln war das erste Anzeichen für die ständig zunehmende Rückstandsbelastung der Lebensmittel mit CKW's (Dieter, 1971). Verglichen mit anderen westlichen Ländern, insbesondere den USA, liegen aus der BRD erst seit den sechziger Jahren eingehendere Erhebungen über die Rückstandsbelastung in Lebensmitteln tierischer Herkunft vor. Die Rückstandsuntersuchungen erstrecken sich vornehmlich auf die Schlachttiere: Schweine, Rinder, Kälber, Schafe und Geflügel. In die Kontrolle werden auch Eier, Milch, Butter und Käse einbezogen.

Der Tiergesundheitsdienst in Bayern hat in den Jahren 1973 - 1974 Rückstandsuntersuchungen von Fremd- bzw. Schadstoffen in sein Arbeitsgebiet aufgenommen. Im Rahmen dieses Programmes untersuchten Knöppler et al Proben von Schlachtschweinen auf chlorierte Kohlenwasserstoffe. Die Prüfung auf Rückstände erstreckte sich auf die in der Höchstmengenverordnung für tierische Lebensmittel aufgeführten CKW's: Hexachlorbenzol (HCB), Lindan, α -HCH, Heptachlor, Heptachlorepoxyd, Aldrin, Dieldrin, DDT, DDE und DDD. Da diese Wirkstoffe aufgrund ihrer Lipoidlöslichkeit hauptsächlich im Fettgewebe der Tiere vorkommen, wurden überwiegend fetthaltige Materialien analysiert. In 3.064 der 3.731 untersuchten Bauchspeckproben konnten chlorierte Kohlenwasserstoffe nachgewiesen werden. Rückstände von HCB traten mit 70,9 % am häufigsten auf.

Die HCB-Toleranzgrenze für tierische Fette und Fleisch (Bezogen auf den Fettgehalt) von 0,5 mg/kg wurde 136 mal (3,65 %) überschritten, wobei 20 HCB-Werte zwischen 10 und 93,79 mg/kg lagen.

Bei hohen HCB-Werten im Bauchspeck wurden gleichzeitig Leber-, Nieren- und Fleischproben derselben Tiere auf Rückstände untersucht. Die dabei ermittelten Werte erwiesen sich wesentlich niedriger. Von den 3.731 untersuchten Bauchspeckproben enthielten 583 Proben Lindan, 216 Proben α -HCH, 210 Proben Aldrin + Dieldrin, 149 Proben Heptachlor + Heptachlorepoxyd, 542 Proben DDT, 1189 DDE und 295 Proben DDD (Knöppler et al, 1975).

Ewald et al (1976) haben Ermittlungen über den Pestizidgehalt bei verschiedenen Haus- und freilebenden Säugetieren durchgeführt. Es kamen Fettproben von 710 Schweinen und 292 Rindern aus dem laufenden Schlachtaufkommen auf Pestizide zur Untersuchung. Unter Berücksichtigung einer möglichen Anreicherung der genannten Verbindungen wurde das Untersuchungsmaterial in zwei Altersgruppen aufgeteilt, wobei man erwartete, daß die durchschnittliche Belastung bei älteren Tieren höher liegen müßte. Von 109 Tieren, deren Werte über der Höchstmengengrenze lagen, überschritten 102 die HCB-Grenze. Die Höchstmengen überschreitenden HCB-Werte bewegten sich zwischen 0,51 und 14,2 mg/kg. Dabei waren 61 % unter 1,0 mg/kg und 28 % zwischen 1,0 und 2,0 mg/kg. Innerhalb der untersuchten Schweinepopulationen besteht eine altersgebundene Abhängigkeit der Kontaminationsrate. Normale Schlachtschweine, (jünger als 6 Monate) liegen lediglich mit 5 % der Probenzahl über der Höchstmengengrenze; ältere dagegen (über 12 Monate) überschreiten mit 18 % die Höchstmengengrenze.

Vergleichbare Beobachtungen konnten beim Rind nicht gemacht werden (Ewald et al, 1976).

Wie aus dem Ernährungsbericht von 1972 hervorgeht, scheint Schweinefleisch nur geringgradige DDT-Rückstände aufzuweisen. 86 % aller Proben enthielten weniger als 0,2 mg/kg Gesamt-DDT: 70 % weniger als 0,02 mg/kg Lindan + Isomere (Ernährungsbericht, 1972). Diese Befunde wurden durch Untersuchungen auf chlorierte Kohlenwasserstoffe an 8 Schweinen durch Busch L. 1974 (zitiert bei Gropp und Kölling 5/1974) bestätigt.

Um den Stand der gegenwärtigen Kontamination bei Rindern, Mastbullen, Kälbern, Lämmern und Milch aufzuzeigen, analysierten Knöppler et al in der Zeit von 1972 - 1976, 632 Rinder-, 400 Mastbullen-, 55 Kälber-, 180 Lämmer- und 650 Milchproben aus landwirtschaftlichen Betrieben Bayerns auf chlorierte Kohlenwasserstoffe.

Von Mai bis Dezember 1974 wurden außerdem von ihnen 84 Depotfettproben und weitere 548 Fettproben von April 1975 - Juli 1976 von Schlachtrindern, sowie 43 Fleischproben untersucht. Von allen getesteten chlorierten Kohlenwasserstoffen traten nur bei HCB Toleranzwert-Oberschreitungen auf. Seit 1972 ist eine generelle Abnahme von HCB erkennbar. Während im Jahr 1974 noch 8,33 % der untersuchten Rinderproben HCB-Gehalte oberhalb der Toleranzgrenze 0,5 mg/kg aufwiesen, sanken die Werte 1975/76 auf 0,55 % ab. Alle übrigen Pestizidrückstände bewegten sich weit unterhalb der jeweiligen Toleranzgrenze.

Die von April bis Juli 1975 bei 400 Mastbullen entnommenen Fettgewebsproben enthielten im Mittel nur geringe Gehalte an HCB. Lediglich 6 Proben wiesen mit 0,51 bis 0,64 mg/kg Werte oberhalb der Toleranzgrenze auf. Überschreitungen bei anderen chlorierten Kohlenwasserstoffen konnten nicht ermittelt werden.

In Dezember 1975 zeigten die Fettproben bei 55 Kälbern HCB-Rückstände weit unter der Toleranzgrenze (Knöppler et al, 1975).

Niedrige Pestizidgehalte erhielten Attig et al (1973) bei der Untersuchung von Leber- und Muskelfleischproben von 18 Kälbern im Alter von 1 - 4 Monaten. Nur bei 3 Kälbern fand sich im Muskelfleisch Lindan. Die Leberproben erwiesen sich frei von diesem Wirkstoff. In 10 von 18 Leberproben ließen sich jedoch Spuren von Gesamt-DDT nachweisen, bei 2 Tieren war 0,021 mg/kg Gesamt-DDT aufgetreten. HCB war in der Leber (0,02 mg/kg) und im Muskelfleisch (0,007 mg/Kg) vorhanden (Attig et al, 1973).

Rückstände in 180 Fettgewebsproben von Lämmern erreichten in keiner Probe die Toleranzgrenze (Knöppler et al, 1975).

Ober Rückstände an chlorierten Kohlenwasserstoffen in Geflügelfleisch informiert der Ernährungsbericht 1972. Ihm zu Folge sind 85 % bzw. 100 % des in der BRD erzeugten Geflügels mit weniger als 0,2 mg/kg Gesamt-DDT bzw. Lindan + Isomere kontaminiert (Ernährungsbericht 1972). Auch Milch und Milchprodukte, wesentliche Glieder in der Nahrungskette Tier-Mensch, sind auf Pestizidrückstände untersucht worden.

Die chlorierten Kohlenwasserstoffe werden vom Rind mit dem Futter aufgenommen, im Dünndarm resorbiert und nach partieller Metabolisierung im Fettgewebe gespeichert. Die Ausscheidung der CKW's erfolgt weitgehend durch die Milchdrüse.

Im Rahmen eines Untersuchungsprogrammes, das vom Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten initiiert wurde, gelangten 650 Milchproben zur Untersuchung.

Im Vergleich zu Rückstandswerten aus dem Jahre 1969 lagen in diesen 650 Proben die Pestizidgehalte um durchschnittlich 80 bis 100 % niedriger. Im einzelnen überschritten 22 HCB-Werte = 3,38 %, 30 α -HCH-Werte = 4,62 %, 18 Lindan-Werte = 2,27 % und 1 Heptachlorepoxyd-wert = 0,15 % die Toleranzgrenze (zitiert bei Knöppler et al, 1975).

Tolle et al beschäftigten sich ebenfalls mit der Kontamination Milchtier - Milch.

Futtermitteln, vorwiegend importierten, kommt als Kontaminationsquelle die bedeutendste Rolle zu.

Deutlich geringer und unter sich etwa gleich zu bewerten sind Rückstände aus der Ektoparasitenbekämpfung am Tier, in seiner Umgebung und aus der Kontamination des Bodens und des Wassers (Tolle et al, 1974).

Über die Konzentration von CKW's in Milch und Milchprodukten liegt umfangreiches Zahlenmaterial vor.

Folgende Übersicht gibt Aufschluß über den Pestizidgehalt in Milch, Butter und Käse (A.Tolle et al, 1971)

Insektizid	Durchschnittliche Rückstandskonzentration (mg/kg) bezogen auf Fett		
	Milch	Butter	Käse
DDT (einschl. Metaboliten und Dieldrin)	0,44	0,32	0,23
Hexachlorcyclohexan	0,23	0,19	0,21
Heptachlor (-epoxid)	0,08	0,04	0,09
Aldrin	0,05	0,03	0,08

Von 405 Trinkmilchproben, 250 Butterproben und 234 Käseproben war keine gänzlich frei (Tolle et al, 1973).

Die Abnahme der Pestizide in der Milch der BRD wurde in den Jahren 1969 bis heute an über 4.000 Proben pasteurisierter Trinkmilch und verschiedener Milchprodukte deutlich. Bei Heptachlor und seinem Epoxid betrug die Abnahme 66 %, bei DDT und seinen Isomeren 71 %, bei Aldrin und Dieldrin 80 % und beim Lindan konnte eine Reduktion um mehr als 35 % festgestellt werden.

Dabei wurden im Winter im allgemeinen höhere Werte als im Sommer ermittelt (Heeschen et al, 1974).

Das allgemeine Absinken der CKW-Konzentrationen in Milch und Milchprodukten konnte auch von Lechner bestätigt werden (mündl. Mittlg. Lechner, TU Freising, 1979).

Kontaminationswege für Insektizide in der Milch hat auch Kiermeyer aufgezeigt. Große Bedeutung kommt dabei der Verfütterung von mit Insektiziden behandelter Ackerfrüchte, wie Kartoffel, Rüben und deren Blätter zu. Die Pestizidrückstände müssen dabei nicht allein von der direkten Behandlung der Pflanze stammen, sie können auch auf frühere Bodenentseuchungen durch Pestizide zurückgeführt werden. Durch den Verzehr dieses Futters wird der Gesundheitszustand der Tiere nicht gestört, in der ausgeschiedenen Milch jedoch lassen sich Pestizidrückstände nachweisen. Es besteht zwar z.Zt. keine akute Gefahr, aber eine potentielle Gefährdung ist vorhanden. Milch und Milchprodukte dürfen auf Grund der Höchstmengenverordnung für Lebensmittel tierischer Herkunft vom 15.11.73 geringe Rückstände enthalten. Kiermeyer fordert jedoch für Milch und deren Produkte eine absolute Rückstandsfreiheit (Kiermeyer, 1964).

Der höhere Rückstandspegel wird auf die Verfütterung von importierten Futtermitteln, die oftmals höhere Werte aufweisen, zurückgeführt (Menke, 1973).

Mit der Durchführung von Rückstandsuntersuchungen in den Lebensmitteln befaßte sich auch die Staatlich-chemische Untersuchungsanstalt Augsburg. Es wurden Geflügelfleisch, Schweinefett, Eier, Eiprodukte, Käse und Butter untersucht. Während in den letzten 6 Jahren in der Milch häufig nur noch Spuren von CKW's vorhanden waren, konnten 1973 in allen untersuchten Proben geringe Rückstände nachgewiesen werden (Ehrendorfer, 1973; Thier, 1971).

3. Rückstandsermittlungen beim Menschen

Mit der Rückstandsproblematik beim Menschen befaßten sich Knoll und Ackermann. Durch eigene Untersuchungen stellten sie fest, daß die bei Erwachsenen und Kleinstkindern ermittelten Rückstände von DDT und DDE beachtlich sind. Da Spätschäden durch DDT-Rückstände nach dem heutigen Stand der Erkenntnisse mit Sicherheit nicht ausgeschlossen werden können, sind Kleinstkinder als besonders gefährdet anzusehen. Eine grundsätzliche Forderung ist daher die Ausschaltung der Pestizidrückstände aus der Ernährung der Kleinstkinder (Knoll und Ackermann, 1971).

Knoll und Nickel haben beschrieben, daß in allen Fettgewebsproben von Kleinstkindern, sowie in den Proben von Leber, Niere, Nebenniere und Gehirn DDT- und DDE-Rückstände vorhanden waren. Die Kontamination mit DDT findet bereits im Mutterleib statt (Knoll und Nickel, 1971).

Acker und Schulte berichten über Rückstände an chlorierten Insektiziden in der Humanmilch und im menschlichen Fettgewebe. Die Proben enthielten nicht unerhebliche Mengen von DDE, DDT und Hexachlorcyclohexan. Daneben wurde auch HCB ermittelt (Acker und Schulte, 1970).

In 15 Proben vom Humanfettgewebe, aus der Münsterländer Bevölkerung stammend, haben Wünsche und Acker nachgewiesen, daß im Durchschnitt jeweils 1,2 mg/kg DDT, 2,4 mg/kg DDE, 0,53 α -HCH, neben 1,138 mg/kg HCB, 0,18 mg/kg Dieldrin, 0,05 mg/kg Heptachlorepoxyd vorhanden waren. Im Fettgewebe von Kleinstkindern fanden sich die gleichen Insektizide, wenn auch in geringeren Mengen vor (Wünsche und Acker, 1969).

Erstaunlich hohe Gehalte chlorierter Insektizide enthält die Muttermilch. In der Frauenmilch befindet sich das gesamte bekannte Spektrum der schwer abbaubaren

chlorierten Kohlenwasserstoffe.

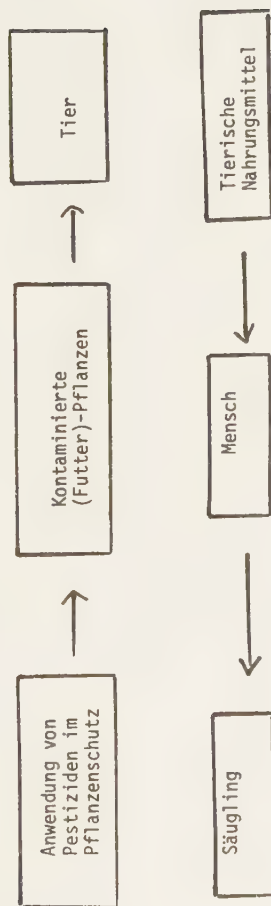
So werden neben DDT und seinem Metaboliten DDE die verschiedenen Isomeren des Hexachlorcyclohexan (α , β u. γ -HCH) angetroffen, wobei das β -HCH am häufigsten erscheint.

Stärker vertreten ist Hexachlorbenzol. Dieldrin und Heptachlorepoxyd waren nur in geringen Konzentrationen vorhanden. Keine der Proben aber war frei von CKW-Rückständen. (DFG-Symposium, 1978).

Da der Mensch am Ende der Nahrungskette steht, ist er der Kontamination von pestizidhaltigen Lebensmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft, die bereits eine Vervielfältigung erfahren haben, ausgesetzt.

Tabelle 2

NAHUNGSKETTE MIT BIOLOGISCHER VERVIELFÄLTIGUNG UND TRANSFORMATION
VON PESTIZIDRÜCKSTÄNDEN



Dustman, Eugene H. und Lucille F. Sticklel (1969)

The Occurrence and Significance of Pesticide Residues in Wild Animals

4. Rückstandsermittlungen bei Nutz- und freilebenden Säugetieren

Zur Früherkennung möglicher Gefährdung von Mensch und Tier durch CKW's sollten in die Rückstandskontrolle neben Luft, Wasser, Boden, Pflanzen und Nutztiere auch freilebende Tiere, die der menschlichen Nahrung dienen, miteinbezogen werden.

In den Jahren 1970 --1973 analysierte Brüggemann et al (1973) 1000 Proben von Leber, Fettgewebe, Eiern, auch zahlreiche Proben von Nieren, Gehirn, Muskeln, Milz, Geschlechtsorganen und Wildmilch von 26 Arten freilebender Tiere verschiedener Lebensräume auf Biozidrückstände.

Ubiquitär fanden sich Rückstände von HCB, DDE, Lindan und Isomeren, sowie Dieldrin. Weniger häufig traten Heptachlor und Heptachlorepoxyd, DDT und DDD als Rückstände auf. Obwohl in den vergangenen Jahren DDT schrittweise durch weniger persistente Pflanzenschutzmittel ersetzt wurde, sind seine Metaboliten auf Grund der langen Halbwertszeit noch relativ häufig in den Geweben der Tiere anzutreffen.

Seit Beginn der Untersuchungen tauchten vor allem bei Tieren aus forstlich genutzten Räumen in steigendem Maße Lindan und Isomere als Rückstände auf.

Neben organspezifischen vor allem, vom tierartlichen Ernährungsmuster bedingt, beobachtete man Unterschiede in der Häufigkeitsverteilung. In carnivoren Säugern und Vögeln war ein vielseitigeres Pestizidmuster, als bei Herbivoren anzutreffen (Brüggemann et al 1973).

Im Untersuchungszeitraum von 1975 bis 1978 haben ca. 1400 Rückstandserhebungen auf organohalogene Rückstände an 65 freilebenden Tierspezies aus verschiedenen Gebieten stattgefunden. Von den 65 Arten dienten nur 11 dem menschlichen Verzehr. Das Material stammte aus 15 Gebieten der Bundesrepublik. Mit Ausnahme einer Gemse und eines Frischlings waren in allen Tieren und Geweben, selbst bei Jungtieren, meßbare Rückstände an Pestiziden vorhanden. Die Werte variierten über einen weiten Bereich, wobei Extremwerte manchmal die mittlere Konzentration um ein Vielfaches überstiegen. Das Depotfett enthielt die größten Rückstandsmengen. Bezogen auf den Organfettanteil fand man in Leber, Gehirn, Niere und Muskeln höhere Rückstandsdichten. So kumulierte Lindan vorzugsweise im Leberfett. Der HCB-Gehalt im Leberfett entsprach in der Größenordnung dem Depotfett. Messungen an Schwarzwild, Wildwiederkäuern, Hasen und Fasanen ergaben, daß die Konzentrationsverhältnisse zwischen Fett- und Leberpestizidrückständen in den einzelnen Untersuchungsjahren und Gebieten schwanken können.

Tiere unterschiedlicher Biotop- und Nahrungswahl wiesen in Leber und Eiern gleichermaßen abweichende Rückstände auf. Besonders ausgeprägt spiegelte sich die unterschiedliche Nahrungswahl bei HCB, DDE, HE-epoxid und Dieldrin wieder. Während die Lindankonzentrationen bei Herbivora die Werte der Carnivora fast erreichen, fanden sich bei Vögeln meist höhere Rückstandswerte als in Säugern

vergleichbarer Ernährungsweise. Dabei waren Kleinvögel, nicht nur die Insektivoren, sondern auch die Herbivoren-arten mit erstaunlich hohen Rückstandsmengen belastet (Drescher-Kaden, 1978).

1975 führte Englert bei einheimischem Wild Rückstandsuntersuchungen auf chlorierte Kohlenwasserstoffe durch. In die Erhebungen wurden 44 Rehe, 24 Hasen, 14 Füchse und 5 Marder einbezogen. Die Durchschnittswerte beim Reh lagen bei HCB zwischen 0,08 - 0,15 mg/kg, bei Lindan 0,014 - 0,022 mg/kg und bei DDT 0,1049 - 0,16 mg/Kg. Das Schalenwild und die Hasen überschritten nur in ganz vereinzelter Fällen die Toleranzgrenze. Die Rückstände bei erlegten und verendeten Rehen wiesen kaum Unterschiede auf. Daraus darf zunächst der Schluß gezogen werden, daß beim Rehwild gewisse Rückstände als schwächende Faktoren nicht zu erkennen sind.

Tabelle 3 Chlorierte Kohlenwasserstoffe in Rehen (Labor)

		Hexachlorbenzol	Lindan	p.p.-DDE
gesund geschossene		0,15	0,022	0,16
Rehe insgesamt	28	1,52	0,26	2,49
gefallene Rehe		0,08	0,014	0,049
insgesamt	16	1,25	0,23	0,88

oben Werte: mg/kg auf Trockengewicht bezogen

unten Werte: mg/kg auf Fettgehalt bezogen

(Englert, 1975).

Die bisher an den Landesuntersuchungsanstalten in Süd- und Nordbayern bei Fleisch von Rehen, Rotwild, Hasen und Wildschweinen durchgeführten Rückstandsuntersuchungen

ergaben regelmäßig das Vorhandensein an CKW's.

Die zulässigen Toleranzwerte im Fett dieser Tierarten wurden aber nur in wenigen Fällen überschritten (zitiert bei Brüggemann et al, 1975 und 1976).

Auch außerhalb Bayerns ließen sich bei der Rückstandskontrolle auf CKW's im Wildbret der genannten Arten kaum Beanstandungen erkennen (Englert, 1975; Ewald et al, 1976).

Fasane bilden in dieser Hinsicht eine Ausnahme. Ihre HCB-Rückstände in den vergangenen Jahren haben die Toleranzgrenze wesentlich überschritten, wie Messungen aus Bayern, (Brüggemann et al, 1974 u. 77) Hessen, (landwirtschaftliche Versuchsanstalt Darmstadt, 1972; Busch, 1973) Niedersachsen (Ewald et al, 1976) und Nordrheinwestfalen (Dieckmann, 1976; Drescher-Kaden, 1976) zeigten.

Die Stichprobenuntersuchungen an Schwarzwild, von Brüggemann et al (1973), Drescher-Kaden (1978) und Koss und Manz (1976) durchgeführt, deuten auf höhere Rückstände an CKW's bei Wildschweinen als bei Hauschweinen hin. Regionale Unterschiede zeigten sich bei Rehen aus Hessen und im Bayerischen Raum. Die HCB-Rückstände der Rehe aus Hessen waren bedeutend geringer. Während sich die Untersuchungen von Koss und Manz nur auf HCB erstrecken, ermittelten Brüggemann et al und Drescher-Kaden sämtliche auf den Seiten 12 bis 18 genannten Pestizide.

5. Rückstandsuntersuchungen bei Vögeln

Im Folgenden soll auf das Rückstandsverhalten, das "Dünneischalenphänomen" und das Prinzip der Nahrungskette eingegangen werden.

a) Singvögel

Drescher-Kaden führte 1978 Messungen an Vögeln durch, die zeigen, daß diese Tierarten meist höhere Rückstandswerte als Säuger vergleichbarer Ernährungsweise aufweisen. Die Höhe der Rückstandswerte hängt demnach vom Biotop und der Lebensweise der Tiere ab (Drescher-Kaden, 1978). Nach Berichten aus der Vogelwarte Radolfszell sind in den Jahren 1968 bis 1970 die Fangzahlen bei Singvögeln erheblich zurückgegangen. Bei manchen Arten bis zu 66 %.

Die Ursache dieses Vogelsterbens wird nicht nur in der starken Pestizidanwendung der letzten Jahre in den afrikanischen Winterquartieren und in den Durchzugsgebieten, sondern auch in ungünstigen Witterungsverhältnissen und Nahrungsmangel gesehen.

Przygodda, Vogelschutzwarte Essen, berichtet, daß Vogelverluste durch Hexapreparate, vor allem Lindan, nach praxisüblicher Anwendung sehr gering sind. Andererseits fand man auf einer 25 ha großen Waldfläche, auf der zur Bekämpfung des Maikäfers Lindan und Dieldrin eingesetzt worden war, 8 Tage nach der Behandlung Singvögel verendet auf. Die Schäden sind jedoch nicht durch Lindan, sondern durch Dieldrin verursacht worden (Przygodda, 1969). Scott et al (1959) beobachteten unter Singvögeln eine große Sterblichkeit, nachdem ein Feld mit Dieldrin behandelt worden war. Die Vogelpopulation blieb für mehrere Monate verringert. Ob dieses Singvogelsterben allein auf das Vorhandensein von Pestiziden zurückzuführen ist, oder ob Umweltfaktoren, wie Nahrungsmangel oder Kälte dabei beteiligt waren, wird mit Recht bezweifelt (Scott et al, 1959; Eisele, 1965).

Über das Vorkommen von Dieldrin im Gewebe von Rotkehlchen (*Turdus nigratorius*) und Staren (*Sturnus vulgaris*) berichten Stickel W. et al, (1969).

Stickel L.,(1969) wies bei der Untersuchung von Rotkehlchen und Kuhvögeln (*molothrus ater*) auf Pestizidrückstände in verendeten Tieren geringere DDT-Gehalte als in gesunden nach.

Hickey und Hunt (1960) beobachteten eine hohe Sterblichkeit von Rotkehlchen im südlichen Wisconsin, nachdem in diesem Gebiete DDT zur Bekämpfung der holländischen Ulmenkrankheit eingesetzt worden war.

Bernard untersuchte aus dieser Region 54 Rotkehlchen, die tot oder sterbend aufgefunden worden waren. In 90 % der Gehirnproben fanden sich 50 mg/kg DDT, das den Tod der Tiere hervorgerufen haben könnte. DDT war auch in den weiblichen Fortpflanzungsorganen der Rotkehlchen, in unbebrüteten Eiern und im gesamten Körper von jungen Vögeln nachzuweisen. Bernard vermutet, daß Fettreserven, die mit DDT kontaminiert waren, in Hungerzeiten aufgebraucht werden und das gespeicherte DDT in das Gehirn abwandert (Hickey und Hunt, 1960 ; Bernard, 1962).

Martin hat bei Untersuchungen von Staren aus den USA in allen Proben hohe DDT- und Dieldrinwerte ermittelt, wobei die Durchschnittswerte von DDT und seinen Metaboliten 0,292 mg/kg und von Dieldrin 0,190 mg/kg betrugen. Heptachlorepoxid und Lindan wurden sporadisch gefunden. Die Durchschnittswerte von Heptachlorepoxid lagen bei 0,020 mg/kg und bei Lindan bei 0,014 mg/kg (Martin, 1969).

Ganz besonders gefährdet sind Singvögel, wie Amseln und Drosseln, die sich in Obstplantagen, die mehrmals im Jahr einer Schädlingsbekämpfung unterzogen werden, aufhalten. Die Pestizide gelangen über Zwischenwirte, wie Schnecken, Würmer und Insekten, die mit Schädlingsbekämpfungsmittel angereichert sind, in den Organismus der Tiere. In der Regel werden DDT-Rückstände festgestellt (Eisele, 1965; Gish, 1970; Kerschagel, 1967).

Wallnöfer hat sich mit der Anreicherung von Umweltchemikalien in Amselleiern aus verschiedenen gearteten Gebieten auseinandergesetzt. Die Eier stammten aus dem Gebiet um Triesdorf, (Mittelfranken - Mfr.), aus dem Raum Garmisch und dem Münchner Stadtgebiet. Die Untersuchungen erstreckten sich auf HCB - HCH, HE und Epoxid, Aldrin, DDD, DDE und DDT. Die Durchschnittswerte aus den verschiedenen Biotopen wiesen geringgradige Unterschiede auf. Generell fällt auf, daß fast alle zu den eigentlichen chemischen Pflanzenschutzmitteln zählenden CKW's in nur sehr geringen Konzentrationen in den untersuchten Amselleiern nachzuweisen sind. Es besteht vor allem kein gravierender Unterschied zwischen den Gelegen der verschiedenen Biotope.

HCB, das nicht allein durch die Anwendung als Pflanzenschutzmittel in die Umwelt gelangt, zeigt bei den Eiern aus Mittelfranken etwas höhere Rückstandswerte (bis max. 0,09 mg/kg), als bei den Gelegen aus dem Stadtraum München oder Garmisch.

In allen Eiern wies DDE die höchsten Rückstände auf, die in mittelfränkischen Eiprobe einen Legegitterwert von 0,75 mg/kg erreichten.

Erhöhte DDT-Rückstände sind auch im Großstadtbereich zu beobachten.

Wie Wallnhöfer in Amselgelegen erhielt auch Drescher-Kaden bei der Untersuchung von Amsellebern DDE-Konzentrationen im Leberfett von 0,5 - 0,6 mg/kg.

Es kann festgestellt werden, daß sich die Amsel als Bioindikator eignet, wenn man sich auf Fremdstoffe beschränkt, die die klassischen Kriterien von Umweltchemikalien erfüllen: Ubiquitäres Vorkommen, Kumulieren im Fettgewebe sowie hohe Persistenz (Wallnhöfer, 1978; Drescher-Kaden, 1978).

b) Feldhühner

Ebenso wie bei den Singvögeln wurden auch in den verschiedensten Organen der Feldhühner Pestizidrückstände wie HCB, Lindan, HE, Aldrin, Dieldrin, DDE, DDD und DDT ermittelt (Drescher-Kaden, 1975; Prouty et al, 1970).

Neben der Einlagerung von Pestiziden im Körperfett konnte noch eine Depotbildung in den Sexualorganen nachgewiesen werden. Pestizide fanden sich in den Hoden bzw. in den Eierstöcken von Fasanen, aber auch in den Dottern von Fasaneiern. Als Folge einer derartigen Kontamination kann es zur Verminderung der Eiablage, im schlimmsten Falle zur Unfruchtbarkeit kommen. Diese Tatsache stellt die Gesamtpopulation dieser Tierarten in Frage (Benda, 1965; Gruber, 1970; Bernard, 1962).

Bei der Untersuchung von Fasanen fällt die hohe HCB-Rückstandshäufigkeit auf. 48 % der Proben liegen über der Toleranzgrenze. Diese hohen Werte werden auf die Aufnahme von Getreide, das einer Pflanzenschutzmaßnahme

unterworfen war, zurückgeführt (Ewald et al, 1976).

Während in den Jahren 1970 - 1975 der Fasan noch stark mit HCB belastet war, sind in neuester Zeit die Werte unter die Toleranzgrenze abgesunken (Drescher-Kaden, 1979, mündliche Mittlg.).

Aus Rußland berichtet Fedorenko, daß auch bei normgerechter Ausbringung von DDT-haltigen Pflanzenschutzmitteln, Schäden an Rebhühnern und Wachteln auftreten. In Versuchen beobachtete man die Verlagerung des Bruttermins. Ebenso zeichnete sich eine Verzögerung der Eiablage ab (Fedorenko, 1967).

c) Watvögel

Den starken Rückgang von jungen Waldschnepfen (*Scolopax rusticola*) beobachtete Wright 1969, nachdem große Gebiete von New Brunswick zur Bekämpfung eines Forstschädlings über mehrere Jahre hindurch mit DDT besprüht worden waren. Die analysierten Waldschnepfen enthielten im Rumpf 16,8 mg/kg DDT und bis zu 11,0 mg/kg Heptachlorepoxyd. Er nimmt an, daß das Heptachlor in den Winterquartieren dieser Vögel aufgenommen wurde, wo es zur Bekämpfung der Feuerameise diente (Wright, 1969;).

Bei der Untersuchung von Schnepfen fand Drescher-Kaden (1978), daß die Tiere im Vergleich zu anderen Spezies ähnlicher Ernährungsweise und Stoffwechselgröße, starke DDE-Konzentrationen enthielten, während andere Schadstoffe in mittlerer Höhe vorlagen.

Die aus den Winterquartieren kommenden Vögel zeigten erhöhte Werte gegenüber den im Herbst erlegten Tieren auf. Es ist anzunehmen, daß die hohen Schnepfenverluste nicht zuletzt mit der DDE-Ausschwemmung bei der Fettmobilisation während des Zuges zusammenhängen (Drescher-Kaden, 1978).

Bei den Zugvögeln wird das geringe Fettpolster, das diese Tiere als Marschverpflegung mit sich tragen, auf der langen Reise aufgebraucht. Die CKW-Rückstände fließen dann wieder in den Organismus zurück und können sich dort schädigend auswirken.

d) Rauhfußhühner

Im April und Mai 1971 wurden 33 Auerhähne und 27 Birkhähne aus verschiedenen Biotopen erlegt, die CKW-Rückstände aufwiesen. Folgende CKW's wurden quantitativ erfaßt: HCB, Lindan, HCH-Isomere, Heptachlor, Aldrin, Dieldrin, Endosulfan, und DDT mit seinen Metaboliten. DDT und seine Metaboliten waren am stärksten vertreten, gefolgt von HCB, Endrin und Dieldrin. Die Herkunft von HCB, das als Saatgutbeizmittel Verwendung findet, überraschte beim Auerhahn, da diese Tierart keine Getreidekörner aufnimmt. Das Vorhandensein von HCB in den Proben könnte auf ein HCB-haltiges Holzschutzmittel, das bei Lagerholz eingesetzt werden darf, zurückgeführt werden. Die Rückstände an Schädlingsbekämpfungsmitteln beim Birkhahn hängen mit der Äsung auf

Getreidefeldern, die mit Pestiziden kontaminiert sind, zusammen (Grimm u. Hoppe, 1972).

e) Tauben

In den Brustmuskeln von Tauben, die von 1970 - 71 in verschiedenen Staaten von Nordamerika krank oder tot aufgesammelt wurden, fanden sich Rückstände von DDT, DDE, DDD, Dieldrin und Heptachlorepoxyd.

Heptachlorepoxyd und Dieldrin waren nur in Spuren nachzuweisen.

Die Messungen waren vorgenommen worden, um die Ursache eines stetigen Rückganges der Tauben von 1960 - 1970 festzustellen (Kreitzer, 1974).

f) Wasservögel

Wasservögel, deren Lebens- und Ernährungsweise an das aquatische System gebunden ist, sind einer Kontamination mit persistenten Umweltchemikalien stärker ausgesetzt als Tiere, die im terrestrischen Bereich leben.

Die folgende Darstellung zeigt die Steigerung der Pestizidkonzentration an:

Wasser $\xrightarrow{\times 10}$ Plankton $\xrightarrow{\times 50}$ Wasserflöhe $\xrightarrow{\times 5}$ Flohkrebse

Friedfische $\xrightarrow{\times 2}$ Raubfische $\xrightarrow{\times 25}$ Fischfressende Vögel

(Eichner, 1976).

Am Boden von Gewässern lagernde Sedimente und im fließenden Wasser fein verteilte Sedimentpartikel

können für die meisten wasserlöslichen und persistenten Schadstoffe ein Depot darstellen, das sich dem Ökosystem entzieht. Die Möglichkeit eines erneuten Überganges in die Hydrosphäre und Biosphäre ist jedoch durch die Tätigkeit sedimentfressender Organismen jederzeit gegeben. (DFG-Symposium, 1979).

Der hohe Gehalt von Heptachlorepoxyd, Dieldrin, DDT, DDE und DDD in den Geweben der Schwarzente (*Aythya nyrda*), Stockente (*Anas platyrhynchos*), Pelikan (*Pelicanus fuseus*) und Reiher (*aredea cineria*) hängt unmittelbar mit der Ernährungsweise zusammen.

Auch die Eier dieser Vogelarten, besonders aber die des braunen Pelikan (*Pelicanus occidentalis*) enthalten meßbare Werte von DDT und DDD.

Die Anwesenheit von DDT wird als die Ursache für die Dünnschaligkeit der Eier angesehen. Der Calciumhaushalt ist durch diese Verbindung gestört (Richardson et al, 1971; Heath, 1969, 1974; Lamont et al, 1970; Anderson, 1969; Lawrence et al, 1974; Hughes und Christensen, 1969; Frank et al, 1974).

Bei dem am Lech beheimateten Gänsesäger beobachteten Bauer und Zintl verminderte Schlupffähigkeit und Embryonentod. Die Ursache der unterschiedlichen Entwicklung der Embryonen, bzw. das Absterben derselben, ist noch nicht einwandfrei geklärt (Bauer und Zintl, 1974).

Brüggemann et al haben Rückstandsuntersuchungen an Fett und Leber dieser Tiere vorgenommen und folgende Werte gemessen: HCB 0,170, Lindan und Isomere 0,100, Aldrin und Dieldrin 2,030, DDE 2,810, DDT 0,070 mg/kg.

Diese hohen Werte verursachen möglicherweise eine Störung in den Geschlechtsorganen dieser Vögel (Brüggemann et al, 1973).

g) Greifvögel

Seit Mitte der fünfziger Jahre bemerkt man in den Industriestaaten mit intensiver Landwirtschaft Anomalien bei der Brut von Greifvögeln. Ratcliffe (1967, 1972) hat als einer der ersten auf die Eischalenverdünnung hingewiesen. Bei der Untersuchung von 27 Eiern von Wanderfalken aus England fand er durchschnittlich 15,7 mg/kg DDE in den Eiern. Diese Extremwerte führen nach seiner Ansicht die Eischalenverdünnung herbei. Besonders beim Wanderfalken, aber auch beim Seeadler und beim Sperber treten häufig Fehlbruten auf. Als Ursache solcher Rückgangerscheinungen konnte neben der direkten Beeinflussung durch den Menschen (Jagd, Aushorftung, Störung und Biotopveränderungen) die Anreicherung mit CKW's in vielen Fällen nachgewiesen werden (Prestt und Ratcliffe, 1972). Alle diese Befunde wurden hauptsächlich in Großbritannien, den Niederlanden, Nordamerika und Schweden erhoben. Für die Bundesrepublik liegen erst aus jüngster Zeit Daten über Rückstandsanalysen bei Greifvögeln vor (Conrad, 1977; Bednarek et al, 1975; Brüggemann et al, 1973).

Rückstandsuntersuchungen, von Brüggemann et al, an Lebern und Eiern von Greifvögeln ergaben folgende Werte (mg/kg):

Greifvögel - Leber (mg/kg Frischgewicht)

HCB	Lindan + HCH-Iso	HE + Heep	Aldr. + Dieldr.	DDE	DDD	DDT
0,050	0,025	0,090	0,031	0,190	0,033	0,090

Greifvögel - Eier

HCB	Lindan + HCH-Iso	HE + Heep	Aldr. + Dieldr.	DDE	DDD	DDT
1,5	0,04	0,32	0,31	2,56	0,76	1,37

Die Einwirkung der CKW's auf die Sexualorgane tritt nicht nur bei Singvögeln, sondern im vermehrtem Maße bei Feld-, Wasser- und vor allem bei Greifvögeln in Erscheinung. Am stärksten betroffen sind jeweils die am Ende der Nahrungskette stehenden Wasser- und Greifvögel. Die Nahrung dieser Vogelarten besteht in den meisten Fällen aus tierischer Beute, die wiederum stärker als pflanzliche Nahrung pestizidkontaminiert ist (Conrad, 1977; Baum und Conrad, 1978; Bednarek et al, 1975; von Benda, 1965).

Eine Populationsminderung beim Nackthalsadler (bald eagle - *Haliaeetus leucocephalus*) sahen Stickel et al (1970). Rückstände von DDT, DDD, DDE und Dieldrin sowie Spuren von Heptachlorepoxyd enthielten Leber-, Gehirn- und Muskelproben (Stickel et al, 1970; Mulhern, 1970).

Kranke und verendete Nackthals- und Golden eagle (*aquila chrysaetus*) untersuchte Reichel et al aus 18 Staaten Kanadas 1964/66. Die Rückstände in den Proben von Nackthalsadlern waren bedeutend höher als im golden eagle. DDE, DDD und Dieldrin fanden sich

in allen Körperproben, weniger häufig waren Heptachlorepoxyd und Endrin anzutreffen. Im Goldenadler traten kleinere Werte von DDE, DDD, Dieldrin und Heptachlorepoxyd zu Tage. Die Unterschiede beruhen auf den verschiedenen Lebens- und Fressgewohnheiten dieser beiden Vogelarten (Reichel et al, 1969; Krantz et al, 1970).

Die unterschiedlichen Rückstandsbelastungen der einzelnen Vogelarten sind auf die Ernährungsgewohnheiten, Biotopwahl, Stoffwechselgröße und möglicherweise Verdauungsleistungen zurückzuführen (Drescher-Kaden, 1978; Reichel et al, 1979 und Krantz et al, 1970).

6. Rückstandsuntersuchungen bei Wildsäugern

a) Hasen

Der seit Jahren beobachtete Rückgang des Hasenbesatzes ließ immer wieder die Frage nach der Todesursache auftauchen.

Rückstandsuntersuchungen beim Hasen sollen klarstellen, inwieweit die CKW's am Hasensterben beteiligt sind. Van Klingerens et al berichten über Hasen, die auf einem Polder, der vorher mit Tier- und Pflanzenschädlingsbekämpfungsmitteln (Dieldrin, Endosulfan und DDT) behandelt worden war, geschossen wurden. Die Untersuchung auf Pestizidrückstände ergab, daß in den Proben von Gehirn, Fett, Leber und Muskeln Dieldrin enthalten war (Van Klingerens et al, 1965).

Schulze (1960) setzte sich mit dem Problem Pflanzenschutzmittel und Hasenbesatz sehr kritisch auseinander.

Die Schädlichkeit, der in der Land- und Forstwirtschaft verwendeten Pflanzenschutzmittel sollte durch Versuche, die so angeordnet waren, daß sie jahreszeitlich den in der Praxis und freien Wildbahn üblichen Bedingungen angeglichen waren, erprobt werden.

In den Monaten Mai bis Juni 1957 und 1958 wurden 350 Kaninchen aller Altersklassen, hochtragende Häsinnen, ca. 4 Wochen alte Jungtiere mit ihren Müttern, 3 bis 5 Monate alte Jungkaninchen und ausgewachsene Tiere getestet. Während der 10-tägigen Versuchszeit wurden die Kaninchen durch Direktapplikation und oral mit Pflanzenschutzmitteln kontaminiert. Diese Behandlung löste keine klinisch erkennbaren Veränderungen des Allgemeinbefindens aus. Die Nahrungsaufnahme aller Versuchstiere war normal, die Entwicklung der Jungtiere nicht gestört.

Nach Abschluß dieses Versuches wurden sämtlichen Kaninchen Coccidienoocysten eingegeben. Bereits nach zwei Tagen stellten sich vermehrt Todesfälle und Störung des Allgemeinbefindens bei den Jungtieren ein. Die Überlebenden blieben in der Entwicklung zurück. Ausgewachsene Tiere reagierten auf diese Behandlung kaum mit irgendwelchen Krankheitserscheinungen. Als auffallendster Befund wurde die Unfruchtbarkeit der Häsinnen beobachtet. Diese Feststellung bedarf aber noch weiterer Abklärung.

Schulze glaubt nachgewiesen zu haben, daß nur wenige Pflanzenschutzmittel eine tödliche Wirkung auf unser Niederwild haben, sehr viele dagegen resistenzmindernd. Durch Pflanzenschutzmittel geschwächte Tiere dürften bei einer Coccidieninvasion wenig Überlebenschancen haben (Schulze, 1969).

Zur gleichen Auffassung gelangte auch Kradel (1976). Er führt den Rückgang der Hasenstrecken vor allem auf den Befall mit Coccidien und Infektionskrankheiten zurück (Kradel, 1976).

Englert und Ockermann machen ebenfalls die Krankheiten und Seuchen für die Minderung des Hasenbesatzes und nicht die Pestizidanwendung verantwortlich.

Brucellose, Pseudotuberkulose und Coccidiose spielen dabei eine große Rolle (Englert, 1975; Ockermann, 1971). Die Rückstandsuntersuchungen, die von Brüggemann et al (1973) und Eisele (1972) vorgenommen worden waren, veranschaulichen, daß die Belastung mit CKW's in den Hasen mit der Anwendung von Schädlingsbekämpfungsmitteln in der Landwirtschaft nicht in Zusammenhang gebracht werden können. Nur bei einem Hasen ergab sich eine extrem hohe Gesamtrückstandsmenge von 2,2 mg/kg von CKW's (Brüggemann et al, 1973; Eisele, 1972).

Aus einer ungarischen Jagdzeitschrift "Nimrod" ist zu entnehmen, daß von 113 untersuchten Hasen 82 Pestizidrückstände an HCH und DDT aufwiesen, bei 6 Tieren lagen die Werte über der zugelassenen Höchstmenge. Kranke Hasen wurden nicht beobachtet (Karner, 1973).

b) Wildwiederkäuer

Unsere wildlebenden Wiederkäuer, die ihre Nahrung auf Wiesen, Feldern und im Wald aufnehmen, sind Jahr für Jahr der Kontamination mit Pestiziden ausgesetzt. Brüggemann et al und Drescher-Kaden befaßten sich mit Rückstandsuntersuchungen an Gamsen, Rotwild, Dam- und Muffelwild. In allen durchgeführten Rückstandsanalysen ergaben sich nachweisbare Werte von CKW's. Selbst in Organen von 2 Monate alten Gamskitzen aus der zivilisationsferneren Alpenregion fanden sich Rückstände von 0,05 mg/kg im Fettgewebe. Die Werte vom Mutter- und Jungtier wurden vergleichsweise gegenübergestellt. Geringe Biozidbelastungen beim Muttertier schlagen sich auch beim Kitz nieder. Inwieweit CKW's durch die Placentarschranke in den Kreislauf des Wildfoetus gelangen, ist noch nicht erforscht. Es ist aber anzunehmen, daß die Pestizidmengen bei Jungtieren von der fetten Wiederkäuermilch herühren (Brüggemann et al, 1973; Drescher - Kaden, 1978).

Wildlebende Säugetiere, die weitab von landwirtschaftlich und industriell genutzten Gebieten leben, nehmen ebenfalls pestizidkontaminierte Nahrung auf. Die Pestizidrückstände bei Gamsen und Rotwild aus verschiedenen Revieren Bayerns und der Steiermark liegen geringfügig niedriger als bei Hasen. Die Herkunft der Pestizide kann mit der Abdrift in der Landwirtschaft eingesetzter Pflanzenschutzmitteln, wie auch von Forstschutzmitteln auf Nahrungspflanzen erklärt werden.

Die Wildwiederkäuer weisen als Primärkonsumenten einen verhältnismäßig niedrigen Kontaminationsgrad auf (Brüggemann et al, 1973). Weiterhin wurde geprüft, wie diese Schadstoffe auf die Gesundheit der Tiere oder auf Organveränderungen Einfluß nehmen. Rückstandsuntersuchungen, die verschiedene Autoren Nordamerikas an Hirschen, Antilopen, Elchen, Schneeziegen, Weißwedelhirschen, Maultierhirschen und Gabelantilopen vornahmen, erbrachten geringe Pestizidrückstände im Nierendepotfett - 0,03 mg/kg Dieldrin, 0,03 mg/kg Endrin, 0,05 mg/kg Lindan, 0,12 mg/kg Heptachlorepoxid und 0,12 mg/kg DDT - bezogen auf Frischsubstanz.

Lediglich der Weißwedelhirsch zeigte eine verminderte Entwicklung der sekundären Geschlechtsmerkmale (Moore et al, 1968; Greenwood et al, 1967; Pillmore, 1963; Abbot und Wheatly, 1968).

Im Nierendepotfett von Schneeziegen, die hoch im Gebirge leben, haben sich höhere Rückstandswerte herausgestellt. Es fanden sich durchschnittlich 0,12 mg/kg Heptachlorepoxid, 0,04 mg/kg Dieldrin, 0,031 mg/kg DDE und 0,12 mg/kg DDE (Boddicker et al, 1971).

Benson et al untersuchten das Fett von Elchen auf Rückstände. Die ermittelten Werte an DDT, DDE, DDD, HCH und Endrin lagen unter der Toleranzgrenze (Benson et al, 1972).

c) Schwarzwild

Das omnivore Schwarzwild bevorzugt Futter mit hohem Gehalt an Protein und leicht verdaulichen Kohlehydraten. Die pflanzlichen Nahrungsbestandteile bilden hauptsächlich - jedoch jahreszeitlich schwankend - Wald- und Feldfrüchte.

Rückstandsuntersuchungen auf CKW's bei Schwarzwild führten in der Zeit von 1971 - 1976 Brüggemann et al, Drescher-Kaden, Koss und Manz durch (Brüggemann et al, 1973; Drescher-Kaden, 1978; Koss und Manz, 1978). Aufschlußreiche Ergebnisse lieferten die Analysen von Drescher-Kaden, die in der Zeit von 1971- 1976 an Wildschweinen aus dem Gatterrevier Stammham vorgenommen wurden. Die Messungen erstreckten sich an 91 Leber- und 123 Fettproben auf die Pestizide HCB, Lindan, HCH, HE und HEepoxid, Aldrin, Dieldrin, DDT und seinen Metaboliten.

Koss und Manz ermittelten jedoch nur HCB-Werte in Depotfettproben von 1973/74 in Südhessen geschossenen Wildschweinen.

Die Vorkommenshäufigkeit von HCB lag in allen Leber- und Fettproben bei 100 %.

Lindan ließ sich mit Ausnahme der Fettproben aus dem Jahre 1971 (nur 71 % enthielten Lindan) ebenfalls in allen Leber- und Fettproben nachweisen.

HCH war 1971 und 1972 gleichfalls regelmäßig vorhanden, doch sank die Häufigkeit positiver HCH-Proben zwischen 1973 und 75 auf 30 % ab. Erst 1976 stiegen die Werte wieder über 90 %.

Der schrittweise Ersatz von DDT und seiner Isomeren durch andere Insektizide, wie z.B. Lindan im Forst - bis hin zum Anwendungsverbot in der BRD - zeichnet sich auch in der sinkenden Zahl von DDT- und DDD-positiven Proben ab. Hingegen finden sich in allen untersuchten Wildproben DDE-Rückstände. Dies entspricht den Befunden an freilebenden Tieren aus verschiedenen Gebieten der BRD, sowie aus anderen Ländern und unterstreicht das ubiquitäre Vorkommen von DDE (Brüggemann et al 1973).

Aldrin und Dieldrin kamen ab 1973 - ausgenommen einer positiven Probe aus dem Jahr 1976 - nicht mehr vor.

Das sinkende Vorkommen von Heptachlor und Heptachlorepoxid in den Jahren 1973 bis 1975 läßt die Auswirkung des Anwendungsverbotes in der BRD erkennen. Das verstärkte Auftreten von Heptachlorepoxid im Fett von Schwarzwild 1976, das auch bei Wildwiederkäuern beobachtet wurde, wird auf den Zukauf von Futter aus dem Ausland für die Winterfütterung zurückgeführt. Die Toleranzgrenze für HCB, Lindan und DDT (einschließlich Metaboliten) wurde nur relativ selten überschritten.

Die Rückstandswerte in der Leber und im Depotfett zwischen juvenilem und adultem Schwarzwild wiesen keine bemerkenswerten Unterschiede auf, ebenso glichen sich die Werte zwischen männlichen und weiblichen Tieren weitgehendst (Drescher-Kaden, 1978).

Da das Nahrungsangebot sowie Umwelt- und Streßfaktoren im Gatterrevier Stammham keinen großen Schwankungen unterliegen, dürften sich kaum umweltbeeinflusste Abweichungen ergeben.

Nachdem die Schwankungen des Rückstandspegels innerhalb eines Probezeitraumes nicht mit der unterschiedlichen Kondition der Tiere zu erklären waren, bestand noch die Möglichkeit, daß die einzelnen Individuen unterschiedlich kontaminiertes Futter auf Grund eingefahrener Ernährungsgewohnheiten aufgenommen hatten (Drescher-Kaden, 1973),

7. Fallwilduntersuchungen

Die angeblich hohen Wildverluste durch Pflanzenschutzmittel werden durch verschiedene Institute widerlegt. Fallwilduntersuchungen führen in der BRD vornehmlich die Veterinäruntersuchungsämter, das Institut für Jagdkunde (Göttingen) und die Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung (Bonn-Beuel) durch. Die höchste Untersuchungszahl dürfte mit jährlich 500 auf das Institut für Jagdkunde entfallen. Für das Jahr 1964 und 65 veröffentlichte v. Braunschweig seine Untersuchungen. Er konnte zeigen, daß es speziell für das Schalenwild zu keinen Vergiftungsfällen durch Pflanzenschutzmittel kommt (v. Braunschweig, 1971).

Seit Anfang der fünfziger Jahre analysierte das Tierhygienische Institut in Freiburg 384 Proben Fallwild auf chlorierte Kohlenwasserstoffe.

Die durch Sektionen, wie durch bakteriologische und histologische Untersuchungen diagnostizierten Krankheiten ergaben ein schon in früheren Jahren und auch von anderen Wilduntersuchungsstellen häufig publiziertes Krankheitsspektrum.

Bei Rehen und Hasen wurden regelmäßig 6 - 8 verschiedene chlorierte Kohlenwasserstoffe in etwa gleichen mg/kg-Mengen angetroffen, wobei innerhalb der Individuen einer Art die Werte recht wenig schwanken und sich auch Unterschiede hinsichtlich der Herkunft der Tiere nicht abzeichnen.

Im allgemeinen überschritten die ermittelten Werte die in der "Höchstmengenverordnung - tierische Lebensmittel" vom 15.11.1973 festgelegten Höchstmengen nicht. Gelegentliche Überschreitungen wurden bei HCB beobachtet (Englert, 1973).

Untersuchungen von 1000 Stück Fallwild in den letzten 10 Jahren durch verschiedene unabhängige Institute der BRD und Österreichs zeigten, daß nur 1 % der Tiere durch Pflanzenschutzmittel - sei es absichtlich oder unabsichtlich - vergiftet waren (Kilian, 1972).

In der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung wurden die Fallwilduntersuchungen der Veterinäruntersuchungsämter für das Land Nordrheinwestfalen ausgewertet.

Stellt man die Unterlagen für die letzten 17 Jagdjahre bis einschließlich 1969/70 zusammen, so entfallen auf 6.784 Untersuchungsbefunde 293 Vergiftungsfälle, das sind 4,3 %. Der Anteil der Untersuchungsbefunde, die einen Wildtod durch Pflanzenschutzmittel aufweisen, dürfte noch unter 1 % liegen und damit in etwa den von Englert gefundenen Anteilswerten entsprechen. Schwerwiegende Verluste können jedoch eintreten durch eine unsachgemäße Anwendung der Pflanzenschutzmittel (Ockermann, 1971).

IV. Eigene Untersuchungen

1. Probematerial

Das Probematerial stammt von Rehen, Dam-, Muffel- und Schwarzwild aus dem Gatterrevier Stammham und von Rehen aus den Revieren Löchgau, Bayerbach und Holztraubach.

Zur Analyse gelangten 178 Leber- und 120 Fettproben von Tieren aus verschiedenen Biotopen (Tab. 4):

Tabelle 4

Anzahl der Leber- und Fettproben der einzelnen Tiere aus verschiedenen Revieren
(Anzahl der Tiere in Klammern)

Revier	Tierart	Leber	Fett
Löchgau	Rehe (8)	8	3
Bayerbach	Rehe (13)	13	1
Holztraubach	Rehe (18)	18	3
Stammham	Rehe (48)	48	43
Stammham	Muffel (19)	19	16
Stammham	Damwild (24)	22	18
Stammham	Schwarzwild (50)	50	37

Probeentnahme

Die Probeentnahme erstreckte sich auf einen Zeitraum von 4 Jahren. Es kamen nur frische Leberproben und Fettproben aus dem Nierenstock zur Verarbeitung. Das Wild wurde sofort nach dem Erlegen aufgebrochen, die einzelnen Proben entnommen, gewogen, verpackt, beschriftet und tiefgefroren.

Das Rehwild wurde in der Jagdsaison 1973/74 geschossen. Der Gesundheitszustand der Tiere war im allgemeinen als gut zu bezeichnen.

Selbst stärkere Infektionen führten bei gesunden und gut genährten Tieren meist zu keiner äußerlich erkennbaren Gesundheitsschädigung. Sichtbare Erkrankungen werden gewöhnlich erst durch die zusätzliche Wirkung anderer, den Organismus belastender Ursachen ausgelöst. Das Aufbruchsgewicht der Kitze lag bei $10 \text{ kg} \pm 3 \text{ kg}$. Schmalrehe und ältere Tiere schienen beim Abschuß gesund und wiesen Aufbruchgewichte von 16 - 18 kg auf. Unterschiede von $\pm 4 \text{ kg}$ waren keine Seltenheit.

Das Muffel- und Damwild gelangte in den Jahren 1970 bis 1973 zum Abschuß. Beide Wildarten erwiesen sich gegen Krankheiten als sehr widerstandsfähig. Es kamen deshalb auch nur gesunde Tiere mit einem dem Alter entsprechenden Aufbruchgewicht zur Strecke.

Beim Schwarzwild erfolgte der Abschuß zu einem Zeitpunkt, in der die Tiere Fettdepots für die Notzeit im Winter anlegen. Die Frischlinge waren zum Zeitpunkt des Erlegens 5 bis maximal 9 Monate alt. Das Aufbruchgewicht schwankte zwischen 16 und 21 kg, bei Überläufen wurden 25 bis 30 kg ermittelt.

Keiler wogen durchschnittlich 77 kg, Bachen 50 kg. Trotz ganzjähriger Fütterung ergaben sich hohe Gewichtsschwankungen.

Im Untersuchungsrevier Stammham wurde häufig Wurmbefall beobachtet, der in einigen Fällen zu hochgradigen, chronischen, verminösen Bronchopneumonien führte. Auf Grund des geringen Ernährungszustandes und organischer Veränderungen mußten 10 Tiere als krank bezeichnet werden.

Aufgliederung des Untersuchungsmaterial nach Alter und Geschlecht ist im Detail aus Tab. 5 ersichtlich:

Tabelle 5

Wildmaterial - Rehe - Dam - Muffel - Schwarzwild
Aufgliederung nach Alter und Geschlecht

Zahl der unters. Tiere	Tierart	Revier	Alter		Geschlecht	
			juv.	ad.	männl.	weibl.
8	Rehe	Löchgau	2 0	0 6	2 2	0 4
13	Rehe	Bayerbach	7 0	0 6	5 3	2 3
18	Rehe	Holztrau- bach	12 0	0 6	5 3	7 3
48	Rehe	Stammham	20 0	0 28	9 14	11 14
19	Muffel- wild	Stammham	9 0	0 10	6 3	3 7
24	Damwild	Stammham	14 0	0 10	8 5	6 5
50	Schwarz- wild	Stammham	13 0	0 37	4 25	9 12

2. Reviere

a) Das Revier Stammham

Stammham ist ein 3000 ha großes Gatterrevier. Es befindet sich nördlich von Ingolstadt auf der Hochfläche des fränkischen Jura im Köschinger Forst. Es liegt 460 m ü. M. und zeichnet sich durch rauhe klimatische Verhältnisse ab.

Das Revier Stammham beherbergt ungefähr 600 Stück Schwarzwild, 150 Damwild, 100 Mufflon und eine nicht genau zu bestimmende Anzahl an Rehen.

Der Bewuchs und die Fauna ist durch das rauhe Mittelgebirgsklima bestimmt. Von dem ursprünglichen Bewuchs mit Eichen, Hainbuchen, Birken, Buchen und Kiefernbeständen ist wenig erhalten geblieben. Sie mußten den Fichtenmonokulturen weichen, die auf den z.T. feuchten Lehm Böden gut gedeihen.

Aus diesem Grund ist das Nahrungsangebot für das Wild einseitig. Der Nadelholzbestand, der 80 % der Gesamtfläche bedeckt, besteht aus Fichte, Kiefer, Lärche, Tanne, Douglasie und Stobe. Diese Bestände teilen sich in Jungkulturen, Dickungen und lichte Althölzer auf.

Die weiteren 20 % des Reviers werden von eingestreuten Laubhölzern bedeckt, die aus Esche, Buche, Birke, Linde, Ahorn, Erle und Elsbeere bestehen.

In diesen Waldflächen mit ihrem begrenzten Nahrungsangebot sind 30 ha Waldwiesen eingestreut.

In den nahrungssarmen Notzeiten wird das Wild mit

zusätzlichem Futter versorgt. Dadurch soll einem stärkeren Verbiss der Pflanzungen vorgebeugt und die scharfe Nahrungsmittelkonkurrenz zwischen den einzelnen Wildarten ausgeglichen werden.

Aufgrund des Biotopes bietet das Revier dem Niederwild wie Fasan - Rebhuhn, Hase und Kaninchen wenig Lebensraum. Das Raubwild und Raubzeug ist in seiner gesamten Vielfalt vertreten, und selbst selten gewordene Raubvögel wie Wespenbussard, Habicht und Baumfalke sind zu beobachten. Laut Auskunft der Forstverwaltung wurden in den letzten Jahren keine CKW im Forstbetrieb eingesetzt. Eine Aufnahme von CKW-haltigen Feldfrüchten scheidet aus, jedoch ist die Aufnahme von CKW im zugekauften Kraftfutter möglich.

Die Äsungsflächen sowie die Wiesen und Äcker des Geheges Stammham sind nur durch Abdrift von Schädlingsbekämpfungsmitteln benachbarter Feldflächen kontaminiert. Das Wild ist das ganze Jahr hindurch über die Aufnahme kontaminierten Futters gefährdet. Im Winter wird es mit Futter versorgt, von dem anzunehmen ist, daß es ebenfalls mit Pestiziden in Berührung gekommen ist. Das gesamte Schalenwild im Revier Stammham ist denselben Lebensbedingungen unterworfen und es muß mit einem ähnlichen Befall von CKW-Rückständen gerechnet werden. Es ist anzunehmen, daß ein Teil der Rückstände über die natürliche Nahrung aufgenommen wird, ein größerer Teil jedoch dürfte durch CKW-haltiges Beifutter im Winter aufgenommen werden.

b) Die Reviere Bayerbach und Holztraubach

Das Gemeinschaftsjagdrevier (GJR) Bayerbach befindet sich im niederbayerischen Hügelland zwischen Landshut und Straubing. Die Reviergröße beträgt 2000 ha. Das Revier ist landwirtschaftlich sehr intensiv genutzt. Der Mais-, Weizen- und Zuckerrübenanbau dominiert. Das Feld-Wald-Verhältnis beläuft sich auf 60 : 40. Die Feldfutterfläche mit Klee, Rüben und Wiesen sind auf Kosten von Mais verringert worden. Dadurch ist das Äsungsangebot für das Rehwild einseitig geworden. Ein weiterer schwerer Eingriff in den Biotop ist durch die Flurbereinigung erfolgt. Viele Feldraine und Hecken sowie Ödflächen und Sumpflandschaften sind verschwunden. Das Klima im Revier Bayerbach wird von der Donauebene beeinflusst. Die durchschnittliche langfristige Jahresniederschlagsmenge beträgt 650 - 750 ml.

Der vorhandene Wald setzt sich aus Mischbeständen von Fichten, Kiefern, Lärchen, Eichen, Buchen, Birken und Erlen zusammen. Fichtenmonokulturen sind in der Überzahl. Es ist nur ein mäßiger Unterwuchs für die Deckung und Äsung des Wildes vorhanden.

Das einzige Schalenwild im Revier Bayerbach ist das Rehwild. Die Wilddichte beträgt ca. 10 Stück/100 ha. Die jährliche Zuwachsrate liegt bei 80 - 100 %. Das Geschlechterverhältnis ist 1 : 1,2 (♂ : ♀). Das durchschnittliche Wildbretgewicht lag im Jagdjahr 1972/73 bei 15 kg, mit Höchstwerten bis zu 24 kg. Trotz reichlicher Zufütterung von Maissilage, Getreideschrot, Rüben- und Kleeheu

ist die Gewichtsentwicklung bei einjährigen Tieren mäßig, die Gehörnentwicklung gering. Der Befall mit Endo- und Ektoparasiten, vor allem des kleinen Lungenwurms und der Magen-Darmwürmer spielt eine nicht unwesentliche Rolle.

Das GJR Holztraubach befindet sich im nieder-bayerischen Hügelland zwischen Regensburg - Straubing - Landshut. Es umfaßt 750 ha, die sich zu 70 % in Acker- und Wiesenflächen und zu 30 % in Wald aufteilen. Das Klima in diesem Gebiet wird von der Donau her günstig beeinflusst. Im Jahresdurchschnitt beträgt die Niederschlagsmenge ca. 700 ml.

Die vorwiegend mittelbäuerlichen Betriebe pflegen einen intensiven Feld-Futter-Bau, wobei Mais, Weizen und Zuckerrüben die Oberhand haben. Das Revier Holztraubach ist ein von Wald umgebener Kessel mit vielen Wiesen an den Waldrändern. Es beheimatet fast ausschließlich Waldrehe, die im Sommer ihren Einstand in den großen Mais- und Weizenschlägen haben. Sind diese Feldflächen abgeerntet, beschränkt sich der Lebensraum des Rehwildes auf den Wald und die angrenzenden Wiesen.

Dadurch, daß die Wintersaaten erst sehr spät ausgebracht werden, ist im Herbst eine Bestockung der Pflanzen nicht mehr möglich: es fehlt an abwechslungsreicher Rehäsung.

Der Lebensraum des Wildes ist im Spätherbst und Winter auf den Wald mit mäßigem Unterwuchs beschränkt. Die gezielte Zufütterung in Notzeiten mit Apfeltrester, Getreide- und Sojaschrot, sowie Heu und Rüben ist notwendig. Der dichte Bestand - 10 Stück/100 ha - sowie die jährliche Zuwachsrate von 80 bis 100 % machen eine intensive Parasitenbekämpfung unumgänglich.

Das durchschnittliche Wildbretgewicht beträgt 15 kg, Kümmerer sind verhältnismäßig häufig. Die Gehörnbildung ist gering, es werden nur in Ausnahmefällen Trophäengewichte von 230 - 250 g erreicht. Der Anteil an Knopfböcken ist erheblich.

Im Revier Bayerbach und Holztraubach wurden in der Untersuchungsperiode folgende Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt:

<u>Handelsname:</u>	<u>chem.Bezeichnung:</u>	<u>Indikation:</u>
Agronex	Lindan	Saatgutbeizmittel
Nexion	DDT u. Lindan	Beizmittel
Nexit stark	Lindan	Insektizid bei Kartoffeln
Gamma-Streunex	Lindan	Zuckerrübe u. Mais
Agronex Hepta	Heptachlor	Zuckerrübe u. Mais
Agronex plus	Lindan u. Hg	Zuckerrübe u. Mais

Die Behandlungen der Nutzpflanzen und Ackerflächen erfolgen von Anfang März bis Ende September, je nach Pflanzenart und Schädlingsbefall.

Die Nutzflächen stehen somit nahezu das ganze Jahr über unter der Einwirkung der CKW's. Dieser Vorgang wiederholt sich Jahr für Jahr.

Das Erntegut dieser Gebiete dürfte daher einer steten Kontamination mit Schädlingsbekämpfungsmitteln ausgesetzt sein.

Nach Mitteilung des Staatl. Forstamtes und des Fürst Thurn & Taxi'schen Forstamtes werden im Wald kaum noch Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt. Zur Behandlung von Lagerholz wird lediglich Lindan, und das nur bis 31. März eines jeden Jahres, verwendet.

c) Revier Löchgau

Das Revier Löchgau, Kreis Ludwigsburg (Baden-Württemberg), ist wie folgt charakterisiert: In Löchgau sind 25 % der Fläche bewaldet mit überwiegendem Laubholzbestand, der übrige Teil ist landwirtschaftlich genutzt. Der Untergrund besteht vorwiegend aus Kalkgestein, das Klima ist ausgesprochen mild (Weinbaugebiet). Die Abschüsse fielen in den herbstlichen Abfall der Nahrungsqualität. Schon vor dem Abschub im Oktober hat die Zusatzfütterung mit Maiskörnern, Maissilage und Futterrüben eingesetzt. Von den untersuchten Tieren waren sie unterschiedlich angenommen worden.

Als Schädlingsbekämpfungsmittel werden vor allem die im Weinbau üblichen Pestizide eingesetzt.

3. Untersuchte Wildarten

Um das Schalenwild zur Messung von CKW-Rückständen heranziehen zu können, müssen auch die unterschiedlichen Lebens- und Äsungsgewohnheiten sowie die abweichende Stoffwechsel- und Verdauungsleistung berücksichtigt werden.

a) Wildwiederkäuer

Die heimischen Wildwiederkäuer Dam- Muffelwild und insbesondere das Rehwild sind dem Menschen bis in seine nächste Umgebung gefolgt. Ihre ursprüngliche Laub-, Kräuter- und Knospenäsung ist unter dem Einfluß des landwirtschaftlichen Futterbaues, durch die Aufnahme von Kräutern, Klee und Feldfrüchten abgelöst worden. Vor allem das Reh hat sich dem Wandel unserer Kulturlandschaft gut angepaßt. Es ist der bei uns am weitesten verbreitete Wildwiederkäuer.

Rehwild

Das Rehwild weidet nicht wie andere Wildwiederkäuer, sondern pflückt einzelne Blätter und Triebe, sodaß seine Art des Äsens den Eindruck des Selektierens hervorruft.

Im Gegensatz zu anderen Wildwiederkäuern, deren Pansen etwa 15 % des Körpervolumens beträgt, erreicht er beim Reh nur 6 %. Nach jeder Nahrungsaufnahme ist deshalb eine lange Zeit des Ruhens und des Wiederkauens notwendig. Es entfallen beim Reh je 7 Stunden auf die Aufnahme der Äsung, auf das Wiederkauen, das Ruhen und 2 1/2 Stunden auf den Schlaf. Das Reh nimmt sehr viel leicht

verdauliche aber eiweißreiche Äsung auf. Die strukturelle Zusammensetzung der Nahrung scheint für das Wohlbefinden des Rehes und für Dam- und Muffelwild sehr wichtig zu sein. Der Ballast schwer verdaulicher organischer Substanzen ist notwendig, damit der Nahrungsbrei die Magen-Darmpassage nicht zu schnell durchläuft und aufgeschlossen werden kann. Fehlen diese Ballaststoffe, so treten Motilitätsstörungen und Fehlgärung auf, die zu Darmstörungen und Durchfall führen können. Das ist vor allem im Frühjahr der Fall, wenn mit beginnender Vegetation zu viel junge, eiweißreiche und wasserreiche Nahrung, die zu wenig Rohfaser enthält, aufgenommen wird. Die Äsungsperioden des Rehes sind von kurzer Dauer, sie hängen mit der relativ geringen Kapazität des Pansens zusammen.

Das Reh bevorzugt einen Biotop, bei dem sich landwirtschaftlich und forstlich genutzte Flächen abwechseln. Es fühlt sich wohl, wo Dickungen und Althölzer nebeneinander

liegen, hier findet es Deckung und Äsung. Da Rehe bestimmte Äsungsgebiete bevorzugen, muß mit einer Anreicherung von Pestiziden gerechnet werden. Die Speicherung findet vor allem im Frühjahr bis Herbst statt, denn in dieser Zeit findet das Reh seine Hauptnahrung auf den Feldern, die mit Schädlingsbekämpfungsmitteln kontaminiert sind. Während der Winter- und Notzeit nimmt das Reh vor allem Knospen und Triebe sowie Brombeer- und Himbeerblätter auf. Alle diese Pflanzen sind keiner

direkten Pestizidbelastung ausgesetzt. Es kann aber eine Kontamination mit Schädlingsbekämpfungsmitteln über Wind, Regen und atmosphärischen Ausfall erfolgen (Abbott und Wheatley, 1968; Thier, 1971; Schmidt, 1974).

Damwild

Das Damwild, eine Hirschart, seit Jahrhunderten bei uns eingebürgert, hat eine ziemliche Ausbreitung erfahren, und wird mit Vorliebe in Gehegen gehalten. Es beansprucht bei weitem nicht jene Beschaffenheit und Ausdehnung der Wälder wie das Rotwild, es ist genügsam und standorttreu. Im Sommer findet es reichliche Äsung aus allen Pflanzen und Kräutern, die andere Cervidenarten unbeachtet lassen. Das Wild gedeiht auch in kargen Biotopen. Im Spätherbst und im Winter ist dennoch eine sinnvolle Beifütterung notwendig.

Muffelwild

Das Mufflon, das einzige Wildschaf, das Europa bewohnt, wurde 1868 in den Ausläufern der Karpaten eingebürgert. Während das Muffelwild in seiner angestammten Heimat Sardinien und Korsika, sich in den höchsten Gebirgsstöcken aufhält, ist es in Europa vorwiegend im Mittelgebirge anzutreffen (v. Raesfeld, 1970).

Die Wahl des Standortes wird vom Biotop und der Äsung bestimmt.

Das Mufflon ist ein genügsames Weidetier, das sich mit anderen Wildarten gut verträgt. Die Äsungsansprüche gleichen denen des Rotwildes. Es lebt gesellig in Rudeln und hält sich mit Vorliebe in Mischwäldern auf. Im Frühjahr werden die ersten

jungen Gräser und Feldpflanzen genauso gern aufgenommen wie die Winter- und Sommersaaten. Reifende Getreidefelder, besonders Hafer und Weizen, gehören zu den Lieblingspflanzen dieser Wildarten. Hackfrüchte aller Art werden gut aufgenommen.

Im Winter ist es auf eine Beifütterung angewiesen, um den forstlichen Verbiß möglichst gering zu halten.

b) Schwarzwild

Das Schwarzwild zählt mit starker herbivorer Tendenz zu den Omnivoren. Als Einstand bevorzugt das Wildschwein ausgedehnte Dickungen und Mischwälder mit Eichen- und Buchenbeständen. Es lebt in Rotten zusammen.

Das außerordentlich feine Witterungsvermögen ist den Wildschweinen bei der Nahrungssuche sehr dienlich. Die Äsung besteht aus pflanzlicher Nahrung, Aufbrüchen, Würmern sowie aus Gräsern und Pilzen. Im Sommer und im Herbst suchen sie Getreidefelder, vor allem Hafer und Bohnenschläge auf. Eichen und Bucheckern gehören zu den Lieblingsmahlzeiten. Auf der Suche nach Nahrung legen sie weite Strecken zurück. Mit besonderer Vorliebe werden auch Kartoffel- und Maisschläge aufgesucht. Bei guten Äsungsbedingungen und reichlicher Winterfütterung setzt diese Wildart viel Feist an. In den großen Fettdepots, die im Sommer und im Winter angelegt

werden, finden sich ideale Voraussetzungen für die Speicherung von CKW-Rückständen. Auf Grund der Stellung des Schwarzwildes in der Nahrungskette ist es als Omnivore einer Pestizidangleichung stärker ausgesetzt als die Wildwiederkäuer.

4. Methodik

a) Extraktion und Reinigung

Zur Untersuchung auf Rückstände von chlorierten Kohlenwasserstoffen wurden Leber- und Fettproben von Dam-, Muffel-, Reh- und Schwarzwild verwendet.

Lebergewebe

Die Organproben stammten von frisch erlegten Tieren. Die CKW's wurden aus den Organproben nach dem von Brüggemann et al (1973) modifizierten Verfahren nach Glofke (1967) mit petroläthergesättigtem Acetonitril extrahiert und nach Phasentrennung zwischen der Petroläther- und Acetonitrillösung in die PX-Phase übergeführt.

Als Reagentien dienten:

destillierter Petroläther; Siedebereich 30 - 50° C
destilliertes Acetonitril (Merck)
wasserfreies Natriumsulfat (Merck)
n-Hexan zur Rückstandsanalyse (Merck)
Celite 545 (Serva)
standardisiertes Aluminiumoxyd nach Brockmann, Aktivitätsstufe II - III (Merck); 3 Stunden lang bei 500° C reaktiviert und nach Abkühlung mit 6 % H₂O versetzt.

Nach Homogenisation der einzelnen Leberproben im Starmix wurde ein Aliquot von 20 g Leber herausgewogen, mit 4 g Celite versetzt und mit 40 ml Petroläther (=PX) - gesättigtem Acetonitril im Homogenisator 2 Minuten extrahiert

und abgenutscht. Der verbliebene Rückstand wurde zwei weitere Male mit je 30 ml PX-gesättigtem Acetonitril vermengt, eine Minute extrahiert und abgenutscht. Die vereinigten Acetonitrilphasen wurden in einem 500 ml fassenden Scheidetrichter mit 250 ml Wasser, 50 ml destilliertem PX und 1 Spatelspitze Natriumsulfat versetzt und vorsichtig geschüttelt.

Die PX-Phase wurde zweimal mit je 100 ml Wasser und je einer Spatelspitze Natriumsulfat versetzt und ausgewaschen; die wässrigen Phasen wurden verworfen.

Die verbleibenden PX-Phasen wurden mit einer Spatelspitze Natriumsulfat über wenig Glaswolle im Trichterauslauf mit einem 50 ml Kolben dekantiert und mit PX nachgespült. Die Eindampfung der Petrolätherphase auf wenige ml erfolgte bei Unterdruck in einem Vakuumrotationsverdampfer. Das so erhaltene Konzentrat wurde quantitativ über eine mit 50 g aktiviertem Aluminiumoxyd gefüllte Säule übergeführt und mit 350 ml PX eluiert. Die ersten 40 ml des Eluates wurden verworfen.

Die erhaltene Petrolätherlösung wurde bis auf ca. 5 ml am Rotationsverdampfer eingeeengt, verlustlos in ein 10 ml fassendes Reagenzglas übergeführt und eingedampft.

Die zur Trockne eingedampfte Probe wurde mit 1 ml n-Hexan aufgenommen und in ein dicht

schließendes und beschriftetes Proberöhrchen übergeführt.

Die Fettbestimmung der Leberproben erfolgte gesondert nach Soxhlet. Im Mittel betrug der Fettgehalt in der Leber 3,5 %.

Fettgewebe

Die Fettproben durchliefen denselben Untersuchungsgang wie die Leber. Als Untersuchungsmaterial diente 1 g Nierenfett.

b) Gaschromatographische Messungen und Auswertungen

Die Bestimmung der CKW-Rückstände in den ersten 50 Leber- und Fettproben erfolgte mit einem Gaschromatographen der Firma Pye Unicam Mod. 94 WG mit Ni⁶³-Elektroneneinfangdetektor (ECD).

Zur Analyse wurde 1 µl des gereinigten Extraktes in den Gaschromatographen eingespritzt.

Technische Daten:

Länge der Glassäule: 7 ft (= 2,2 m)

Durchmesser: 1/4 ft

Säulenfüllung: 3 % SE auf Chromosorb WAW 80/100 mesh. Als Trägergas diente nachgereinigter Stickstoff.

Durchlaufgeschwindigkeit 60 ml/min.

Säulentemperatur 170⁰ C

Detektortemperatur 250⁰ C

Die Erfassungsgrenze für CKW's beträgt in der Leber 0,0001 mg/kg in der Frischsubstanz, im Fett 0,001 mg/kg.

Die Ergebnisse wurden mit einem Schreiber (Fa. Philips) aufgezeichnet. Die so erhaltenen Peaks mußten mit einer vorher eingegebenen Eichlösung verglichen und ihr zugeordnet werden.

Die quantitative Auswertung der einzelnen Peaks erfolgte durch Berechnung der Flächen, Anlegung von Tangenten und Berechnung der Peakfläche als Fläche eines gleichschenkeligen Dreieckes ($1/2$ Grundlinie x Höhe).

Alle weiteren Proben wurden mit folgendem Modell gemessen und ausgewertet:

Gaschromatograph der Fa. Hewlett Packard, Mod. 5700 A mit Ni^{63} - ECD.

Säulenfüllung 1,5 % OV-17 + 2 % OV-210 auf

Chromosorb WAW 100 - 120 mesh

Säulentemperatur: 210°C

Detektortemperatur: 300°C

Trärgas 10 % Methan in Argon

Durchflußgeschwindigkeit 40 ml/min.

Die ermittelten Peakflächen wurden mit Hilfe eines Integrators auf ein Eichgemisch bezogen und berechnet (Fa. Hewlett Packard, Mod. 3380 A).

5. Untersuchungsergebnisse von Leber und Fettproben aus
aus dem Nierenstock von Reh-, Dam-, Muffel- und
Schwarzwild verschiedener Reviere.

a. Darstellung der Ergebnisse.

Aus den Revieren Löchgau, Holztraubach, Bayerbach und Stammham gelangten in der Zeit von 1973 - 74 87 Rehe sowie 19 Stück Muffelwild, 24 Stück Damwild und 50 Stück Schwarzwild zur Untersuchung auf chlorierte Kohlenwasserstoffe.

Es wurden demnach insgesamt 178 Leber- und 120 Fettproben analysiert.

In den folgenden Tabellen (Tab. 6-14 c S. 72-93) sind die Einzelwerte der Rückstände in den Lebern und im Depotfett von

<u>Reh</u> wild	aus Löchgau	(Tab. 6 S. 72)
	Holztraubach	(Tab. 7a-7b S. 73-74)
	Bayerbach	(Tab. 8a-8b S. 75-76)
	Stammham 1973	(Tab. 9a-9b S. 77-78) und
	Stammham 1974	(Tab. 10a-10d S. 79-82)

aufgelistet.

Über Einzelwerte der CKW-Rückstände in Leber und Depot informiert für

<u>Dam</u> wild	(Tab. 11a-11 c S. 83-85)
<u>Muffel</u> wild	(Tab. 12a-12 b S. 86-87)
<u>Schwarzwild</u> - <u>Leber</u>	(Tab. 13a-13 c S. 88-90)
<u>Schwarzwild</u> - <u>Fett</u>	(Tab. 14a-14 c S. 91-93)

Die Tabellen 15 - 18 S. 94 - 97 zeigen eine Übersicht über die Vorkommishäufigkeit von CKV-Rückständen in der Leber und im Depotfett von Wildtieren aus verschiedenen Revieren auf.

Die durchschnittliche Rückstandskonzentration an CKW im Lebergewebe bzw. im Depotfett ist aus den Tabellen 19 und 20 S. 98 u. 99 ersichtlich.

Zur besseren Übersichtlichkeit sind die CKW-Rückstände in den Abbildungen (S. 100-106) auch graphisch wiedergegeben.

Alle Ergebnisse sind auf Frischgewicht (Fg) oder Frischsubstanz (FS) bezogen; sämtliche Werte in mg/kg angegeben.

Erläuterung zu den Tabellen:

Ges. = Geschlecht

He. = Heptachlor

HEep. = Heptachlorepoxid

Tabelle 6

CKM-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Rehwild

Revier Löchgau: 8 Tiere

Prob. Nr.	Alt.	Ges	Dat	Kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α-HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
R 1	11/2	u	71	14	109 L F fehlt	0,0008	Sp	0,0007	Sp	-	-	-	-	-	-
R 1	3	u	72	23	83 L 82 F	0,036 0,234	0,00375 0,2875	0,0025 0,1925	-	-	-	0,05018 Sp	0,0214 0,0848	- Sp	0,0238 Sp
R 2	5	u	72	24	389 L F fehlt	0,0009	0,0019	-	-	-	-	-	-	-	-
R 4	11/2	u	72	22	391 L F fehlt	0,0015	0,0029	-	-	-	-	-	-	-	-
R 5	4	u	72	25	390 L F fehlt	0,0009	0,0038	-	-	-	-	-	-	-	-
R 6	1	m	72	24	70 L 69 F	0,0034 0,270	0,0197 0,225	0,0287 0,153	-	-	-	-	0,0127	-	-
R 7	6	u	72	24	68 L F fehlt	0,0254	Sp	0,0238	-	-	-	-	-	-	-
R 11	1	m	72	11	983 L 962 F	0,0003 0,0512	0,0009 0,3350	0,0015 0,0396	-	-	-	- Sp	0,0009 0,0778	- 0,0363	-

Tabelle 7 a CKM-Rückstände in der Leber ((L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)
Rehwild

Revier Holztraubach: 18 Tiere

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	lind	α-HCH	HE	HEp	Aldr	Dield	DOE p,p'	DDD p,p'	DDT p,p'
H 2	10	v	73	13	107 L 82 F 0,2340	0,0023 0,0025 0,2875	0,0020 0,1925	- - -	- - -	- - -	- - -	- Sp -	- 0,0848 -	- Sp -	- Sp -
H 2	Foe	m	73		108 L F fehlt	0,0306 F fehlt	Sp Sp	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
H 2	Foe	v	73		106 L F fehlt	Sp F fehlt	Sp Sp	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
H 3	1	m	73	16	L F fehlt	Sp F fehlt	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
H 4	5	m	73	16	407 L F fehlt	0,0016 F fehlt	0,0040 0,0040	- -	- -	- -	- -	0,0025 0,0024	0,0024 -	- -	- -
H 5	1	m	73	13	109 L F fehlt	0,0040 F fehlt	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
H 6	4	m	73	15	397 L F fehlt	0,0071 F fehlt	0,0280 0,0210	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
H 7	1	m	73	11	403 L F fehlt	0,020 F fehlt	0,0300 0,0292	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
H 8	2	v	73	11	406 L F fehlt	0,0163 F fehlt	0,0232 0,154*	- -	- -	- -	- -	- -	0,0078 -	- -	- -
H 9	1/2	v	73	12	399 L F fehlt	Sp F fehlt	0,0080 0,0100	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -

Tabelle 7 b

CKM-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Rehwild

Revier Holztaubach:

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	lind	α-HCH	HE	HEep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
H 11	3/4	u	73	8	398 L F fehlt	0,005	0,010	0,020	-	-	-	-	-	-	-
H 12	1/2	m	73	8	138 L F fehlt	0,0039	0,0325	0,0155	-	-	-	-	-	-	-
H 13	1/4	u	73	7	238 L F fehlt	0,065	0,027	0,0123	-	-	-	-	0,0119	-	-
H 14	1/4	u	73	7	135 L F fehlt	0,0034	n.b.	n.b.	-	-	-	-	Sp	-	-
H 15	10	u	73	13	243 L 242 F	0,0026 0,0098	0,015 0,115	0,0040 0,0092	-	-	-	-	Sp 0,0238	-	-
H 16	11/2	u	73	14	241 L F fehlt	0,0031	0,0174	0,0054	-	-	-	-	-	-	-
H 17	8	m	73	17	236 L F fehlt	0,012	0,0373	0,0194	-	-	-	-	-	-	-
H 18	5	m	73	18	237 L 136 F	0,0185 0,0245	0,0270 0,065	0,0145 Sp	-	-	-	-	0,0078	-	-

Tabelle 8 a

CKM-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Rehwild

Revier Bayerbach: 13 Tiere

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	✓-HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DOT
B 1	1	■	74	13	387 L F fehl	0,0025	0,0039	0,0037	-	-	-	-	-	-	-
B 2	3	■	74	14	356 L F fehl	0,0049	0,0106	0,0686	0,0217	-	-	0,0020	0,0043	0,0039	0,0040
B 3	6	■	74	17	355 L F fehl	0,0011	0,0071	0,018	-	-	-	0,0058	Sp	0,0169	-
B 4	1	■	74	12	354 L F fehl	0,0020	0,160	n.b.	-	-	-	0,00916	0,1729	-	Sp
B 5	1	■	74	11	383 L F fehl	0,0024	0,0017	0,0026	-	-	0,0059	0,0004	-	-	-
B 6	1 1/2	■	74	14	401 L F fehl	0,0043	0,0068	0,0178	-	-	-	-	-	-	-
B 7	1	■	74	12	384 L F fehl	0,0005	0,0054	-	-	-	-	-	-	-	-
B 8	6	■	74	18	405 L F fehl	0,0028	0,0059	0,0153	-	-	-	-	Sp	-	-
B 9	3/4	■	74	9	404 L F fehl	Sp	Sp	Sp	Sp	-	-	-	-	-	-
B 10	3/4	■	74	8	357 L F fehl	0,0175	0,0385	0,0037	-	-	-	-	Sp	-	Sp

Tabelle 8 b

CKM-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (mg/kg Frischsubstanz)

Rehmid

Revier Bayerbach:

Prob Nr.	Alt.	Ges.	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α-HCH	HE	Hep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
8 11	8	u	74	16	398 L 360 F	0,0050 0,0180	0,0100 0,027	0,0200 0,010	- -	- -	- -	- -	- 0,0594	- -	- -
8 12	3/4	u	74	10	402 L F fehl	0,0005	0,0072	0,0212	-	-	-	-	-	-	-
8 14	6	u	74	17	400 L F fehl	0,00921	0,0309	0,0186	-	-	-	-	-	-	-

Tabelle 9 a

CKM-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Rehwild

Revier Stamham 1973: 12 Tiere

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	Δ-HCH	HE	Heep	Aldr	0,yld	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DUT
R 26	11/2	u	73	21	934 L 1065 F	0,0005 0,0038	0,0008 0,0165	0,0257 0,0021	-	-	0,0005 0,0302	-	- 0,0010	-	-
R 31	1/2	u	73	9	963 L 1177 F	0,0014 0,0113	0,0037 0,0160	0,0103 0,0044	-	-	0,0004 -	-	0,00268 0,0811	-	-
R 33	1/2	u	73	12	934 L 909 F	0,0003 0,4711	0,0026 0,2646	0,0014 0,0198	-	-	0,005 0,0277	-	0,0014 Sp	Sp	-
R 34	1	u	73	22	0908 L 930 F	0,0012 0,0292	0,0014 0,2597	0,0043 0,0473	-	-	-	-	0,0009 0,0286	Sp 0,0364	Sp
R 37	1/3	u	73	12	906 L 905 F	0,00025 0,0055	0,0005 0,0519	0,0001 0,0087	Sp	-	0,0009 -	-	0,0005 0,0111	Sp Sp	-
R 39	2	m	73	20	949 L 939 F	0,0030 0,0374	0,0028 0,0337	0,006 -	-	-	0,0005 0,0049	0,0038 0,0091	0,0044 0,0250	- Sp	-
R 41	1/2	m	73	8	1156 L 1042 F	0,005 0,0152	0,0012 0,0853	0,0051 0,0097	-	-	-	-	0,0010 0,0727	-	-
R 43	1/4	u	73	10	151 L 904 F	Sp 0,0917	Sp 0,2326	0,0032 0,0286	-	-	- 0,0071	-	- 0,0630	- 0,0636	-
R 44	1/2	u	73	14	976 L F	0,0007 0,0500	0,0027 0,2630	0,005 0,0280	-	-	0,00027 -	0,0027 -	0,0008 0,0200	-	-
R 49	1/2	u	73	11	951 L F	0,0011 0,1070	0,005 0,2540	0,005 0,0380	-	-	0,0003 n.b.	-	0,0034 0,0470	0,008 n.b.	-

Tabelle 9 b
Rehwi1d

CKM-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)
Revier Stammham 1973:

Prob Nr.	Alt	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α -HCH	HE	HEep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
R 51	11/2	■	73	19	961 L 910 F	0,0005 0,4827	0,0020 0,6818	0,0027 0,0438	- -	- -	- 0,0148	- -	0,0009 0,0858	- 0,0727	- -
R 53	11/4	■	73	19	979 L 920 F	0,0005 0,0566	0,0083 0,4123	0,0006 0,0598	- -	- -	- 0,0273	0,0063 -	0,0019 0,1121	- -	- -

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	☛-HCH	HE	Hlep	Aldr	Dield	DDE p,p'	DDD p,p'	DDT p,p'
R 60	5	m	74	20	128 L 132 F	0,0008 0,084	0,0033 0,077	- -	- -	- -	- -	- -	Sp -	- -	- -
R 62	1	m	74	9	129 L 130 F	0,0008 0,0196	0,0029 0,046	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
R 63	2	m	74	15	124 L 123 F	0,0047 0,213	0,0181 0,112	0,0047 0,0363	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
R 64	1	u	74	9	155 L 154 F	0,0054 0,3321	0,00533 0,2566	0,0011 0,0311	- -	- -	0,0004 0,0037	- 0,0045	0,0024 0,013	- 0,5312	0,0055 -
R 65	1	u	74	11	1045 L 1091 F	0,0009 0,0270	0,007 0,1170	0,005 0,0092	- -	- -	0,0002 0,0019	0,0001 0,004	0,0025 0,0246	0,0036 0,0205	- -
R 66	3	m	74	19	1074 L 1151 F	0,0014 0,0345	0,0115 0,1112	0,0043 0,1220	- -	- -	0,0001 -	- -	0,001 0,0881	0,0018 -	- -
R 67	2	u	74	16	1073 L 1127 F	0,0026 0,0371	0,0156 0,0252	0,0226 0,1934	0,0014 -	- -	0,0002 0,007	0,005 0,023	0,0016 0,114	0,0022 0,083	- 0,240
R 68	4	u	74	17	1126 L 1131 F	0,00125 0,1176	0,0056 0,1184	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
R 69	3	u	74	17	1068 L 1071 F	0,0005 0,0032	0,0034 0,0337	0,0028 0,0028	- -	- -	- 0,0489	- -	Sp -	Sp -	- -
R 41	2	m	74	18	1077 L F	0,0099 0,0114	0,0091 0,0256	0,0046 0,0122	- -	- -	- 0,0310	- -	0,0010 -	- -	- -

Tabelle 10 b

CKW-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Rehwild

Revier Stammham 1974:

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α-HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DDT
R 42	1	U	74	12	1122 L 1121 F	0,0180 0,0620	0,1090* 0,1070	0,0134 0,062	-	-	0,0084 -	0,031* 0,052	0,035* 0,0150	-	-
R 43	1	M	74	10	985 L F fehlt	0,0017	0,055	0,0087	-	-	0,0008	0,0014	0,0041	0,006	0,007
R 44	4	U	74	17	1116 L 1120 F	0,00071 0,0415	0,009 0,288	0,003 0,041	-	-	0,003 -	0,0002 0,0090	0,0011 0,033	0,001 0,046	-
R 45	2	M	74	13	1115 L F fehlt	0,0005	0,008	0,0005	-	-	-	-	0,0011	0,0015	-
R 46	2	M	74	17	1176 L 1066 F	0,0003 0,0294	0,002 0,1822	0,0003 0,0101	-	-	-	-	0,0005 0,0973	-	-
R 48	2	U	74	16	1087 F 1114 L	0,022 0,0008	0,154 0,002	0,010 0,0001	0,012	-	0,0010 0,0001	-	0,0620 0,0013	-	0,010
R 49	5	U	74	18	1083 L 1047 F	0,0019 0,0063	0,0075 0,0208	0,0141 0,00359	-	-	0,0049	0,0048	0,0014 0,0110	0,0013	-
R 3	3/4	M	74	9	78 L F fehlt	0,0527	0,0181	0,0174	-	-	-	-	-	-	-
R 4	2	M	74	14	69 L 75 F	Sp Sp	Sp Sp	Sp Sp	-	-	-	-	-	-	-
R 5	3	U	74	14	936 L 71 F	0,0014 0,2400	0,0129 0,1800	0,0058 0,1275	0,0009	-	0,0005	Sp	0,0009	0,1535	-

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	Kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	Δ-HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
R 6	23/4	m	74	18	67 L F fehlt	0,0012	0,0091	0,0333	-	-	-	-	0,0091	-	-
R 7	43/4	u	74	18	1124 L 1069 F	0,0004 0,0274	0,0033 0,1942	0,0031 0,0299	- -	- -	C, 0001 0,0035	- 0,2137	0,0003 -	- -	Sp -
R 8	4	u	74	17	918 L F fehlt	0,0016	0,0045	0,0011	-	-	-	-	0,0018	0,0023	-
R 10	3/4	u	74	8	1066 L 1068 F	0,0062 0,0325	- 0,1234	- 0,0197	- -	- -	- Sp	- Sp	- 0,534	- Sp	- Sp
R 11	53/4	u	74	18	104 L 82 F	0,0020 0,2340	0,0023 0,2875	0,0045 0,1925	- -	- -	- -	- -	- 0,0848	- Sp	- Sp
R 14	3/4	m	74	9	1070 L 1072 F	Sp 0,0080	0,0012 0,6562	0,0012 0,0082	- -	- -	- -	- 0,8644	- -	- -	- -
R 50	4	u	74	18	980 L 1048 F	0,00152 0,9651	0,0138 0,3290	0,01 0,049	- -	- -	- 0,0138	- 0,0139	0,0012 n.b.	0,0027 n.b.	- 0,1717
R 51	2	m	74	16	1123 L 1057 F	0,0007 0,0325	0,0083 0,262	0,0023 0,013	- -	- -	0,0002 -	- -	0,0022 0,044	0,0018 -	- -
R 52	6	m	74	17	1155 L 1059 F	0,0010 0,0109	0,084 ⁺ 0,1162	0,0012 0,0046	- -	- -	0,0005 -	0,0005 -	0,0013 0,0333	0,0044 -	0,0025 -
R 53	2	m	74	12	1068 L 946 F	0,0030 0,1613	0,0135 0,3467	0,010 0,0224	0,0025 -	- -	- -	0,0003 -	0,00125 -	0,0027 -	- -

Tabelle 10 d

CKW-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Reinwild

Revier Stammham 1974:

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	Kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α-HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
R 54	1	m	74	8	1125 L 1127 F	Sp 0,1370	0,0047 0,2541	0,0027 Sp	-	-	-	-	-	-	-
R 55	4	m	74	14	1043 L 1058 F	0,0009 0,0484	0,0039 0,3978	0,0034 0,0334	-	-	-	-	0,0015 0,0472	0,013 0,0510	-
R 56	1	m	74	8	1126 L 1063 F	0,0015 0,0348	0,0146 0,1896	0,0087 0,0199	-	-	0,0005	0,0009	0,0060 0,0336	0,0036 0,045	-
R 57	1	m	74	7	1075 L 1082 F	0,0008 0,0225	0,006 0,204	0,0044 0,015	-	-	0,00005 0,008	0,005 0,016	0,0012 0,0652	0,0018 0,0382	0,203
R 58	1	m	74	9	1113 L 1089 F	0,0003 0,0125	0,0061 0,0723	0,0004 0,0144	-	-	0,000002	-	0,004 -	-	-
R 59	1	m	74	8	1067 L 1128 F	0,0003 0,0094	0,001 0,0499	0,0003 0,0108	-	-	-	-	0,0006 0,028	-	0,010

Tabelle 11 a

CKW-Rucksände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Dammjld

Revier Stammhamm: 24 Tiere

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	Σ-HCH	HE	Hep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
D 1	1/2	v	70	23	983 L fehlt f	0,0003 f	0,0009 f	0,0015 f	0,0009 f	- f	- f	- f	0,0009 f	Sp f	- f
D 2	1/2	m	70	23	77 L 86 F	0,0341 -	0,0124 0,0320	0,0150 Sp	- -	- -	- -	- -	0,0121 0,0350	- -	- Sp
D 3	8	m	70	93	79 L 385 F	0,0045 0,1002	0,0094 0,127	0,0024 -	- -	- -	- -	Sp -	Sp -	- -	Sp -
D 4	9	m	70	90	110 L 388 F	Sp 0,0008	Sp 0,0016	Sp -	- -	- -	- -	Sp -	Sp -	Sp -	- -
D 6	8 1/2	m	70	95	81 L fehlt f	0,0005 0,0138	- Sp	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
D 10	1/2	m	71	24	112 L fehlt f	0,0021 0,0009	0,0005 -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
D 11	1/2	v	71	24	113 L fehlt f	0,0019 0,0007	0,0008 0,0008	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
D 13	6	v	71	60	111 L fehlt f	0,0006 0,0002	0,0002 -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
D 15	8	m	71	87	77 L 91 F	0,0363 0,0167	0,0024 -	0,00805 Sp	0,0006 -	- -	0,0018 -	- -	- -	- -	- -
D 16	3/4	m	71	29	76 L 133 F	0,0123 0,0572	0,0012 0,0114	0,0025 0,0266	- -	- -	0,0033 -	- 0,581	- -	- -	- -

Tabelle 11 b CKW-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)
 Damwild Revier Stammham:

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	K-HCH	HE	HEep	Aldr	Dield	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DDT
0 17	11/2	u	71	41	75 L 117 F	0,0310 0,0357	0,0025 n.b.	0,0057 n.b.	-	-	0,0006	-	-	-	-
0 20	7	u	72	53	74 L 122 F	0,0162 0,0429	0,0168 Sp	0,0150 Sp	-	-	-	-	-	-	-
0 25	3/4	u	72	30	1125 L 915 F	0,0008 0,0086	0,001 0,0114	0,0028 0,0044	-	-	0,00019 0,0015	-	0,0011 0,0229	0,0036 Sp	-
0 30	11/2	u	73	45	959 L 147 F	0,0028 0,063	0,006 0,0889	0,0010 0,0240	-	-	-	-	0,0013 0,018	-	-
0 32	1/2	m	73	27	1062 L 938 F	0,0013 0,0661	0,0025 0,2654	0,0089 0,0259	-	-	0,0002 0,0076	-	0,0005 0,0389	Sp 0,063	-
0 35	1/3	u	73	19	943 L 917 F	0,0003 0,0375	0,0016 0,0752	0,0008 0,0091	-	-	-	-	-	-	-
0 36	1/3	u	73	23	948 L 947 F	0,0006 0,0436	0,0094 0,114	0,0010 0,2837	-	-	0,0013 0,0092	-	0,0073 0,0333	Sp 0,0727	-
0 40	11/2	u	73	45	912 L 897 F	0,0006 0,0582	0,0056 0,491	0,0011 0,3223	-	-	0,00085 0,0196	0,0036 0,1103	0,0021 0,0945	0,0036	-
0 45	2	m	73	90	L fehlt 149 F	0,1265	0,1850	-	-	-	-	-	-	-	0,2567
0 54	1/3	u	73	23	981 L 978 F	0,0002 0,0689	0,0007 0,1305	0,00015 0,0185	-	-	-	-	Sp 0,0022	-	-

Tabelle 11 c

CKW-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Datum: 11.0

Revier: Starnberg

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	Σ-HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
D 55	1/3	■	73	25	1041 L Fehl	0,0009	0,004	0,0007	-	-	-	0,0004	0,0034	-	-
D 56	1/2	■	73	23	942 F Fehl	0,014	0,0473	0,178	-	-	-	-	0,0123	-	-
D 52	1/2	■	73	26	1046 L 931 F	0,0011	0,0042	0,0037	-	-	0,0001	0,0001	0,0060	0,0027	-
D 28	3/4	■	72	34	1044 L 940 F	0,0006	0,0036	0,0007	-	-	0,0004	0,0010	0,0033	0,0036	-
						0,0263	0,1233	0,0202	-	-	0,005	-	0,0583	0,054	-

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α-HCH	HE	Hep	Aldr	Dield	DOE p,p'	DDD p,p'	DDT p,p'
M 5	4	u	70	36	80 L 84 F	0,0013 0,2400	0,0079 0,1800	Sp 0,1275	- -	- -	- -	- -	n.b. n.b.	- -	- -
M 8	1/6	m	71	11	114 L F fehlt	Sp	Sp	0,0012	-	-	-	-	-	-	-
M 9	1/4	u	71	12	81 L 118 F	0,0005 0,0017	0,0007 -	0,0043 Sp	Sp Sp	- -	- -	Sp Sp	0,0146 Sp	- -	- 0,0052
M 7	8	m	71	49	386 L F fehlt	0,0063	0,0041	0,0041	Sp	-	-	0,0017	0,0035	Sp	Sp
M 18	6	m	72	44	71 L 93 F	0,0151 0,1969	0,0017 Sp	0,0023 0,01997	- -	- -	- -	0,0263 n.b.	0,0208 n.b.	0,0291 n.b.	0,0108 -
M 19	6	m	72	43	73 L 115 F	0,0096 0,0159	0,0020 Sp	0,0026 Sp	Sp 0,0006	- -	- -	0,0054 n.b.	0,0084 n.b.	0,0113 n.b.	0,0267 -
M 21	3/4	u	72	20	68 L 911 F	0,0033 0,0229	0,0008 0,2488	0,0007 0,0137	- -	- -	- -	- 0,0150	0,001 0,0315	- 0,0455	- -
M 22	8	u	72	33	70 L 904 F	0,009 0,0619	0,0022 0,0160	0,0012 -	- -	- -	- -	0,0330 -	0,0036 0,0222	0,0007 0,0454	- -
M 23	6	u	72	31	69 L 119 F	0,0032 0,0349	0,0013 -	0,0010 -	- -	- -	- -	0,0004 n.b.	0,0005 n.b.	- n.b.	- -
M 24	1/2	m	72	17	1049 L 914 F	0,0009 0,0706	0,002 0,1813	0,0005 0,0450	- -	- -	- -	0,0001 0,0140	0,0018 0,2145	0,0018 0,2909	- -

Tabelle 12 b

CKW-Rückstände in der Leber (L) und im Depotfett (F) (mg/kg Frischsubstanz)

Muffelwild

Revier Stammbaum:

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	lind	α-HCH	HE	HEP	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
M 26	3/4	m	72	20	989 L 145 F	0,0008 0,1937	0,0062 0,1800	0,0038 -	- 0,0033	- -	0,0002 -	- -	0,0006 Sp	Sp -	Sp -
M 27	21/2	v	73	27	984 L 907 F	0,0002 0,0136	0,0033 0,1350	0,0003 0,005	0,0059 -	- -	0,0001 -	- Sp	0,0022 0,0143	Sp Sp	- -
M 28	1/2	v	73	17	916 L 940 F	0,0074 0,0262	0,0072 0,1233	0,0011 0,0202	- -	- -	0,0004 0,0049	- 0,054	0,0033 0,0583	0,0036 -	- -
M 29	31/2	v	73	35	913 L 144 F	0,0012 0,1826	0,009 0,2022	0,0054 -	0,0049 -	- -	0,0003 -	0,0032 -	0,0037 0,1477	- 0,396	- -
M 38	1/2	m	73	22	945 L 1154 F	0,0003 0,0342	0,0011 0,1024	0,0003 0,0371	- -	- -	- 0,0037	- -	- 0,0130	- 0,0312	- Sp
M 46	3/4	v	73	27	919 L 944 F	0,0004 0,028	0,0020 0,364	0,0012 0,0247	- -	- -	0,0001 -	- -	0,0011 Sp	- Sp	- -
M 47	1/4	m	73	18	960 L F fehlt	0,0004	0,0022	0,0002	-	-	0,0002	-	0,0009	-	-
M 50	1	v	73	30	902 L 956 F	0,0046 0,0404	0,0121 0,2156	0,0020 0,2645	- -	- -	0,0010 -	0,0057 Sp	0,0024 0,0278	0,005 0,0360	0,0046 -
M 42	1/6	m	73	8	988 L 1119 F	0,0009 0,0621	0,0040 0,1074	- 0,2190	- -	- -	0,0005 -	0,0004 0,0120	0,0016 0,0156	0,0030 0,0520	- -

Tabelle 13 a

CKM-Rückstände in der Leber (mg/kg Frischsubstanz)

Schwarzwild

Revier Stamham: 50 Tiere

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	lind	α -HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DDT
1	ju	m	71			0,0123	0,0074	0,0006	-	-	-	0,0002	0,0123	0,0002	0,0002
9	ju	m	71			0,0028	0,0017	0,0002	-	-	-	0,0063	-	-	-
10	ju	v	71			0,0066	0,0055	0,0002	0,0009	-	0,0091	0,0089	0,0002	0,0054	-
12	ad	v	71			0,0026	0,0002	0,0015	0,0009	-	0,0041	0,0077	0,0022	0,0082	0,0160
14	ju	m	71			0,0081	0,0041	0,0011	0,0002	-	0,0011	0,0113	0,0002	-	-
19	ju	m	71			0,0008	0,0027	0,0011	-	-	-	0,0002	-	-	-
18	ad	m	71			0,0014	0,0006	0,0002	0,0005	-	0,0002	0,0685	0,0135	-	-
17	ju	v	71			0,0012	0,0005	0,0002	-	-	-	0,0002	-	-	-
1	ad	m	72			0,0018	0,0021	0,0008	0,0005	-	-	0,0002	-	-	-
18	ad	v	72			0,0016	0,0013	0,0003	0,0005	0,0044	-	0,0005	0,0076	0,0025	0,0038
=12/72	ad	m	72			0,0004	0,0013	0,0006	-	0,0012	-	0,0005	0,0017	0,0009	0,0010
2	ad	m	72			0,0029	0,0037	0,0014	-	0,0015	-	0,0005	0,0170	0,0037	0,0028
4	ad	v	72			0,0016	0,0013	0,0008	-	0,0005	-	-	0,0109	0,0077	0,0094
7	ad	m	72			0,0020	0,0028	0,0013	-	0,0004	-	-	0,0071	0,0022	0,0016
8	ad	m	72			-	0,0025	0,0014	-	0,0005	-	-	0,0068	0,0070	0,0079
10	ju	m	72			0,0009	0,0014	0,0008	-	-	-	-	0,0053	0,0022	0,0050
11	ju	m	72			-	0,0014	0,0008	-	0,0017	-	-	0,0046	0,0019	0,0029

Tabelle 13 b

CKU-Rückstände in der Leber (mg/kg Frischsubstanz)

Schwarzwild

Revier Stammham:

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α -HCH	HE	HeP	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' Ddt
14	Ü	m	72			0,0003	0,0010	0,0006	-	-	-	-	0,0043	0,0005	0,0005
15	ad	m	72			0,0005	0,0019	0,0009	-	0,0020	-	-	0,0196	0,0030	0,0035
20	Ü	m	72			C,0021	0,0016	0,0006	-	-	-	-	C,0053	0,0029	0,0023
25	ad	u	73		706 L	0,0017	0,0083	0,0009	-	-	-	-	0,0140	-	0,0055
26	ad	u	73		707 L	0,0011	0,0075	0,0001	-	0,0008	-	-	C,0035	-	0,0037
28	ad	m	73		708 L	C,0005	0,0087	-	0,0023	0,0011	-	-	C,1256	-	0,0035
37	ad	u	73		709 L	0,0029	0,0068	-	0,0019	0,0009	-	-	0,0071	-	0,0008
29	ad	m	73		710 L	0,0027	0,0064	-	0,0025	-	-	-	0,0449	0,0061	0,0089
30	ad	m	73		711 L	0,0056	0,0063	0,0012	-	-	-	-	0,1205	-	0,0091
32	ad	m	73		712 L	0,0012	0,0057	-	0,0028	0,0025	-	-	0,0031	-	0,0054
33	ad	m	73		713 L	0,0065	C,0051	C,0009	-	-	-	-	0,0524	-	0,0024
34	F		73		714 L	0,0031	0,0052	-	-	-	-	-	0,0127	-	0,0115
27	Ü		73		715 L	0,0003	0,0020	-	-	-	-	-	0,0029	-	-
31	Ü		73		716 L	0,0011	0,0047	0,0003	-	0,0011	-	-	0,0139	0,0021	0,0093
1	ad	u	74		137 L	0,0008	0,0061	0,0005	0,0005	-	-	-	0,0013	-	0,0014
2	ad	u	74		175al	0,0020	0,0078	0,0003	-	-	-	-	0,0040	-	-

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α-HCH	HE	HEp	Aldr	Dield	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DDT
3	U	m	74		168 L	0,0013	0,0074	0,0005	-	-	-	-	0,0019	-	0,00093
4	F	m	74		171 L	0,0024	0,0085	-	-	-	-	-	0,0051	-	0,0025
5	ad	m	74		173 L	0,0012	0,0085	0,00003	-	-	-	-	0,0192	-	0,0025
6	F	m	74		175 L	0,0058	0,0088	-	-	-	-	-	0,0058	-	-
7	ad	m	74		178 L	0,0017	0,0081	0,0005	-	-	-	-	0,0034	-	0,0025
8	ad	m	74		179 L	0,0046	0,0088	-	-	-	-	-	0,0160	-	-
9	ad	m	74		181 L	0,0067	0,0038	-	-	-	-	-	0,0188	-	0,0064
10	ad	m	74		183 L	0,0025	0,0037	0,0009	-	0,0006	-	-	0,0033	-	0,0017
11	ad	m	74		185 L	0,0100	0,0065	-	-	-	-	-	0,0045	-	0,0028
12	ad	m	74		187 L	0,0096	0,0066	-	-	-	-	-	0,0176	-	0,0016
13	ad	m	74		189 L	0,0077	0,0057	-	-	-	-	-	0,0202	-	0,0095
14	F	m	74		191 L	0,0033	0,0053	-	-	0,0002	-	-	0,0129	-	0,0070
15	F	m	74		193 L	0,0008	0,0014	-	-	-	-	-	0,0028	-	0,0012
16	F	m	74		195 L	0,0016	0,0038	-	-	-	-	-	0,0030	-	-
17	F	m	74		197 L	0,0022	0,0054	-	0,0002	0,0010	-	-	0,0022	-	0,0133
18	U	m	74		199 L	0,0030	0,0070	-	-	-	-	-	0,0091	-	0,0010
19	U	m	74		201 L	0,0030	0,0057	-	-	-	-	-	0,0082	-	0,0069
20	F	m	74		204 L	0,0013	0,0038	-	0,0002	0,0010	-	-	0,0051	0,0002	-

Tabelle 14 a

CKH-Rückstände im Depotfett (mg/kg Frischsubstanz)

Schwarzwild

Revier Stammbaum: 37 Tiere

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom	HCB	Lind	α -HCH	HE	Heep	Aldr	Dield	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DDT
2	3	m	73		418 F	0,1930	0,086	0,014	-	-	-	-	0,396	-	0,181
3	1	u	73		419 F	0,035	0,077	0,012	-	-	-	-	0,209	-	0,071
4	3 M	u	73		421 F	C,124	0,122	-	-	-	-	-	0,200	-	0,082
5	3 M	u	73		429 F	0,041	0,044	C,005	-	-	-	-	0,017	-	-
6	6	m	73		432 F	0,136	0,088	-	-	-	-	-	C,316	-	0,100
7	3 M	u	73		420 F	0,112	0,076	C,016	-	0,008	-	-	C,191	-	C,072
8	3 M	m	73		433 F	0,078	0,074	C,016	-	-	-	-	0,111	-	C,022
9	3 M	u	73		434 F	C,136	0,069	C,012	-	-	-	-	0,134	-	0,058
10	6	m	73		438 F	C,060	0,024	C,013	-	-	-	-	C,130	-	0,070
11	3 M	u	73		430 F	C,109	0,052	0,007	-	-	-	-	0,425	-	0,103
12	3 M	u	73		435 F	0,165	0,067	0,013	-	-	-	-	0,133	-	C,055
13	6	u	73		426 F	C,088	0,064	C,009	-	-	-	-	0,083	-	-
14	3 M	u	73		431 F	0,243	0,059	0,016	-	-	-	-	0,251	-	0,091
15	4 M	u	73		437 F	0,135	0,087	0,009	-	-	-	-	0,163	-	0,072
16	2	m	73		425 F	0,147	0,073	-	-	-	-	-	0,566	-	0,261
17	2	m	73		440 F	0,027	0,041	0,006	-	-	-	-	0,476	-	0,105

Prob nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom	HCB	Lind	α-HCH	HE	HEep	Aldr	Dield	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DDT
18	6 M	m	73		427 F	0,086	0,058	0,007	-	-	-	-	0,109	-	0,042
19	4	m	73		436 F	0,400	0,096	-	-	-	-	-	0,685	-	0,380
20	4 M	m	73		428 F	0,169	0,074	0,013	-	-	-	-	0,238	0,003	0,089
21	5 M	u	73		424 F	0,044	0,077	0,012	-	-	-	-	0,206	-	0,080
22	6 M	u	73		423 F	0,115	0,071	-	-	-	-	-	0,457	-	0,078
23	5 M	u	73		439 F	0,046	0,042	0,010	-	-	-	-	0,286	-	0,106
24	5	u	73		422 F	0,172	0,081	0,027	-	0,015	-	-	0,240	-	0,181
25	5 M	u	73		636 F	0,036	0,078	-	-	-	-	-	0,138	-	0,022
26	6	u	73		637 F	0,038	0,110	0,004	-	-	-	-	0,154	-	-
27	11/2	m	73		643 F	0,052	0,062	0,014	-	0,008	-	-	0,104	-	0,004
28	4	u	73		644 F	0,060	0,0640	-	-	-	-	-	0,328	-	0,004
29	4	m	73		645 F	0,164	0,076	0,022	-	0,006	-	-	0,282	-	0,004
30	4	m	73		646 F	0,130	0,080	0,020	-	0,006	-	-	0,214	-	0,004
31	2	m	73		648 F	0,038	0,066	0,016	-	0,070	-	-	0,160	-	0,040
32	5	m	73		649 F	0,130	0,082	0,024	-	0,070	-	-	0,320	-	0,060
33	7	m	73		650 F	0,058	0,066	0,004	-	-	-	-	0,118	-	0,004

Tabelle 14 c

CKM-Rückstände im Depotfett (mg/kg Frischsubstanz)

Schwarzwild

Revier Stammham:

Prob Nr.	Alt.	Ges	Dat	kg	Chrom Nr.	HCB	Lind	α-HCH	HE	HEP	Aldr	Dield	p,p' DDE	p,p' DDD	p,p' DDT
34	4 M	u	73		651 F	0,034	0,058	-	-	-	-	-	C, 114	-	C, 040
35	4 M	u	73		652 F	C, 100	C, 060	-	-	C, 006	-	-	C, 138	-	C, 06
36	4	u	73		653 F	C, 010	0,060	-	-	-	-	-	C, 054	-	C, 142
37	4	u	73		654 F	0,112	0,042	C, 050	-	C, 030	-	-	C, 410	-	0, 780
38	5	u	73		655 F	C, 048	C, 034	C, 054	-	C, 020	-	-	C, 148	-	0, 052

Tabelle 15

Vorkommenshäufigkeit von CKM-positiven Rückständen in der Leber von
Wildtieren aus verschiedenen Revieren

Anzahl positiver Proben (einschließlich Rückstände im Spurenbereich).

Tierart	Revier	Probenzahl	HCB	L ₁	α -HCH	HE	HEP	Ald.	Diel.	pp'-DDE	pp'-DDD	pp'-DDT
Rehwild	Löchgau	8	8	8	5	1	-	-	2	3	-	1
Rehwild	Bayerbach	13	13	13	10	2	-	1	4	5	2	3
Rehwild	Holztraubach	18	18	14	14	-	-	-	1	6	-	-
Rehwild	Stammham	48	48	47	44	5	-	23	13	37	21	7
Muffelwild	Stammham	19	19	19	18	5	-	10	10	15	10	5
Deerwild	Stammham	22	19	19	19	2	-	9	6	13	9	1
Schwarzwild	Stammham	50	49	50	30	13	17	4	12	47	17	38

Tabelle 16

Vorkommenshäufigkeit von CKW-Rückständen im Depotfett von

Wildtieren aus verschiedenen Revieren

Anzahl positiver Proben (einschließlich Rückstände im Spurenbereich).

Revier	Probenzahl	HCB	Li.	α -HCH	HE	HEF	Ald.	Dield.	pp'-DDE	pp'-DDD	pp'-DDT
Rehwild	Jöchingen	3	3	3	3	-	1	1	2	2	1
Rehwild	Beyerbach	1	1	1	1	-	-	-	1	-	-
Rehwild	Holztraubach	3	3	3	3	-	1	1	2	1	1
Rehwild	Stammham	43	43	43	39	-	16	14	28	17	9
Muffelwild	Stammham	16	16	14	12	3	6	3	8	6	2
Demwild	Stammham	18	17	15	13	3	6	4	11	6	2
Schwarzwild	Stammham	37	37	37	27	-	-	-	37	1	34

Tabelle 17

Prozentuale Verkommenshäufigkeit an CKM-Rückständen in den Leber- (L) und Fettproben (F) von Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild

Tierart	Probenzahl	HCB	Li.	α -HCH	HE	HEP	Ald.	Dield.	pp'-DDE	pp'-DDD	pp'-DDT
Rehwild	L 87	100	96	98	9	0	28	23	59	26	13
	F 50	100	100	92	0	0	34	32	69	46	18
Muffelwild	L 19	100	100	94	26	0	53	53	89	53	26
	F 16	100	88	75	19	0	38	46	100	69	13
Damwild	L 22	86	86	86	9	0	41	27	59	41	4
	F 18	94	94	82	17	0	33	22	61	33	11
Schwarzwild	L 50	98	100	60	26	34	8	24	94	34	76
	F 37	100	100	73	0	27	0	0	100	3	92

Tabelle 18 Vorkommenshäufigkeit von CKW-Rückständen in
Leber und Depotfett bei Reh-, Dam- und
Muffelwild aus dem Süddeutschen Raum

Gewebe		Leber		Depotfett	
Probenzahl		128		84	
	Zahl der pos. Proben	in % der Ges.Zahl		Zahl der pos. in % der Proben Ges.Zahl	
HCB	125	98 %		83 99 %	
Lindan	121	95 %		80 96 %	
α-HCH	112	89 %		72 87 %	
Heptachlor	15	12 %		6 7 %	
H-epoxid	0	0 %		0 0 %	
Aldrin	43	34 %		31 37 %	
Dieldrin	36	28 %		26 32 %	
pp'-DDE	80	63 %		57 72 %	
pp'-DDD	42	33 %		37 47 %	
pp'-DDT	17	13 %		15 18 %	

Tab. 13
Aruchschnittliche Rückstandskonzentrationen an UKW im Lebergewebe
(pm bezogen auf Frischgewicht) vom Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild
aus verschiedenen Revieren

Tierart	Revier	Anzahl d.Froben	HCB	lind.	α	-HCH	HE	HEep	Aldr.	Dieldr.	ppDDE	ppDDD	p ₀	DDT
Rehe	Löchgau	8	$\bar{x}$	0,0086	0,0041	0,0071	n.n.	n.n.	n.n.	0,0063	0,0044	n.n.	0,0030	
			max.	0,0254	0,0197	0,0287	Sp.	n.n.		0,0502	0,0214		0,0238	
			min.	0,0003	Sp.	n.n.	n.n.			n.n.	n.n.		n.n.	
Rehe	Holztrau- bach	18	$\bar{x}$	0,0092	0,0172	0,0089	n.n.	n.n.	n.n.	0,0001	0,0017	n.n.	n.n.	
			max.	0,0650	0,0373	0,154*	n.n.			0,0025	0,0119	Sp.	Sp.	
			min.	Sp.	n.n.	n.n.				n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Rehe	Bayerbach	13	$\bar{x}$	0,0040	0,0222	0,0158	0,0017	n.n.	0,0004	0,0013	0,0136	0,0016	0,0003	
			max.	0,0175	0,160	0,0686	0,0217		0,0059	0,0092	0,1729	0,0169	0,0040	
			min.	Sp.	Sp.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Rehe	Stammham	48	$\bar{x}$	0,0030	0,0069	0,0056	0,0004	n.n.	0,0006	0,0007	0,0014	0,0009	0,0003	
			max.	0,0527	0,1090*	0,0333	0,012		0,0084	0,0310*	0,0350*	0,0130	0,0100	
			min.	Sp.	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Damwild	Stammham	22	$\bar{x}$	0,0068	0,0045	0,0033	Sp.	n.n.	0,0004	0,0002	0,0017	0,0006	n.n.	
			max.	0,0363	0,0168	0,0150	0,0009		0,0033	0,0036	0,0121	0,0036	Sp.	
			min.	Sp.	Sp.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Muffelwild	Stammham	19	$\bar{x}$	0,0034	0,0037	0,0017	0,0006	n.n.	0,0004	0,0044	0,0039	0,0029	0,0022	
			max.	0,0151	0,0121	0,0054	0,0059		0,0059	0,0330	0,0208	0,0291	0,0267	
			min.	Sp.	Sp.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Schwarz- wild	Stammham	50	$\bar{x}$	0,0030	0,0047	0,0004	0,0003	0,0004	0,0003	0,0008	0,0154	0,0011	0,0036	
			max.	0,0123	0,0068	0,0015	0,0028	0,0044	0,0091	0,0685*	0,1256	0,0082	0,0160	
			min.	n.n.	0,0002	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	

n.n. = nicht nachweisbar; Sp. = Spuren

Unterschnittliche Rückstandskonzentrationen (mg/kg) an CKW im Depotfett
von Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild aus verschiedenen Revieren

Tierart	Revier	Anzahl d. Proben	HCB	Lind.	α -HCH	HE	HEep	Aldr.	Diold _{p,p}	DDE	p,pDD	p,pDDT
Rehe	Löchgau	3	$\bar{x}$ 0,185 max. 0,270 min. 0,051	0,282	0,128	n.n.	n.n.	0,004	n.n.	0,054	0,012	n.n.
				0,333	0,193			0,014	Sp.	0,085	0,036	Sp.
				0,225	0,153			Sp.	n.n.	n.n.	Sp.	n.n.
Rehe	Holztru- bach	5	$\bar{x}$ 0,089 max. 0,234 min. 0,010	0,156	0,067	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,028	n.n.	n.n.
				0,288	0,193					0,084		
				0,065	Sp.					n.n.		
Rehe	Bayerbach	1	0,018	0,027	0,010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,059	n.n.	n.n.
Rehe	Stammham	43	$\bar{x}$ 0,101 max. 0,965 min. Sp.	0,180	0,032	n.n.	n.n.	0,004	0,029	0,043	0,029	0,021
				0,682	0,193			0,031	0,864	0,534	0,531	0,240
				Sp.	n.n.			n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Damwild	Stammham	18	$\bar{x}$ 0,055 max. 0,218 min. n.n.	0,123	0,057	0,001	n.n.	0,003	0,040	0,023	0,017	0,014
				0,491	0,322	0,006		0,020	0,581	0,094	0,073	0,257
				n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Muffel- wild	Stammham	16	$\bar{x}$ 0,077 max. 0,240 min. 0,002	0,129	0,049	Sp.	n.n.	0,002	0,007	0,045	0,069	Sp.
				0,364	0,265	0,003		0,007	0,054	0,214	0,396	0,005
				n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	Sp.	n.n.	n.n.
Schwarz- wild	Stammham	37	$\bar{x}$ 0,104 max. 0,400 min. 0,010	0,069	0,011	n.n.	0,007	n.n.	n.n.	0,234	Sp.	0,085
				0,122	0,054					0,685	0,003	0,380
				0,024	n.n.					0,017	n.n.	n.n.

n.n. = nicht nachweisbar; Sp. = Spuren

ABB. 1 CKW-ROCKSTANDE IN DER LEBER VON REHEN AUS VERSCHIEDENEN REVIEREN UND JAHREN

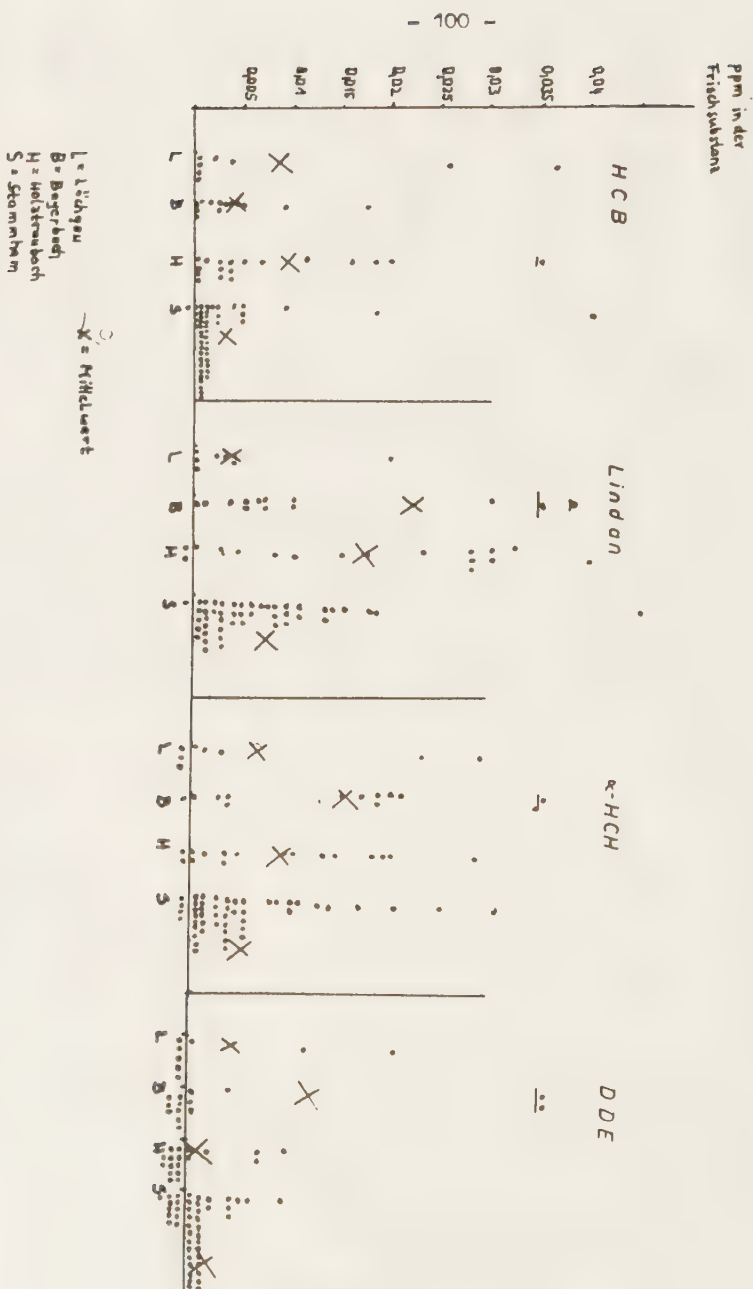


ABB. 2 CKW-RÜCKSTÄNDE IN DER LEBER VON MUFLON AUS STAMMHAAR VERSCHIEDENER JAHRE

- 101 -

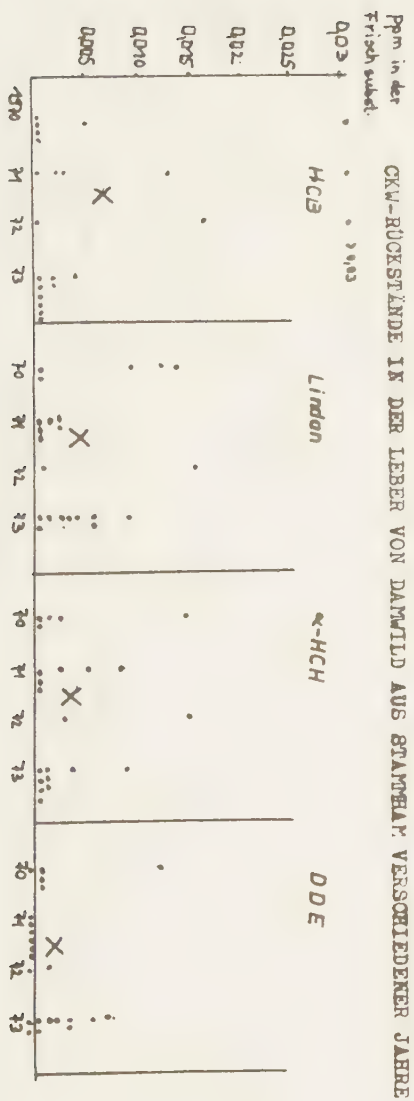
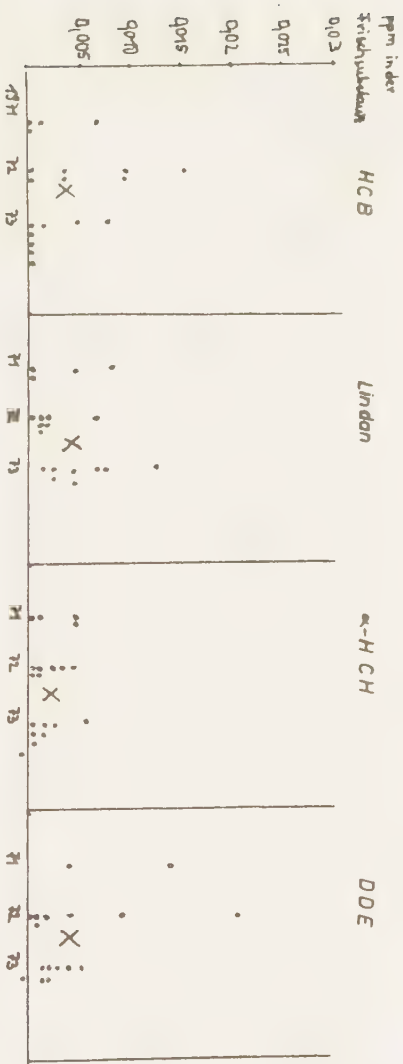


ABB. 3 CKK-ROCKSTRANDE IN DER LEBER VON SCHWARZWILD VERSCHIEDENER JAHRE AUS STAMMHAM

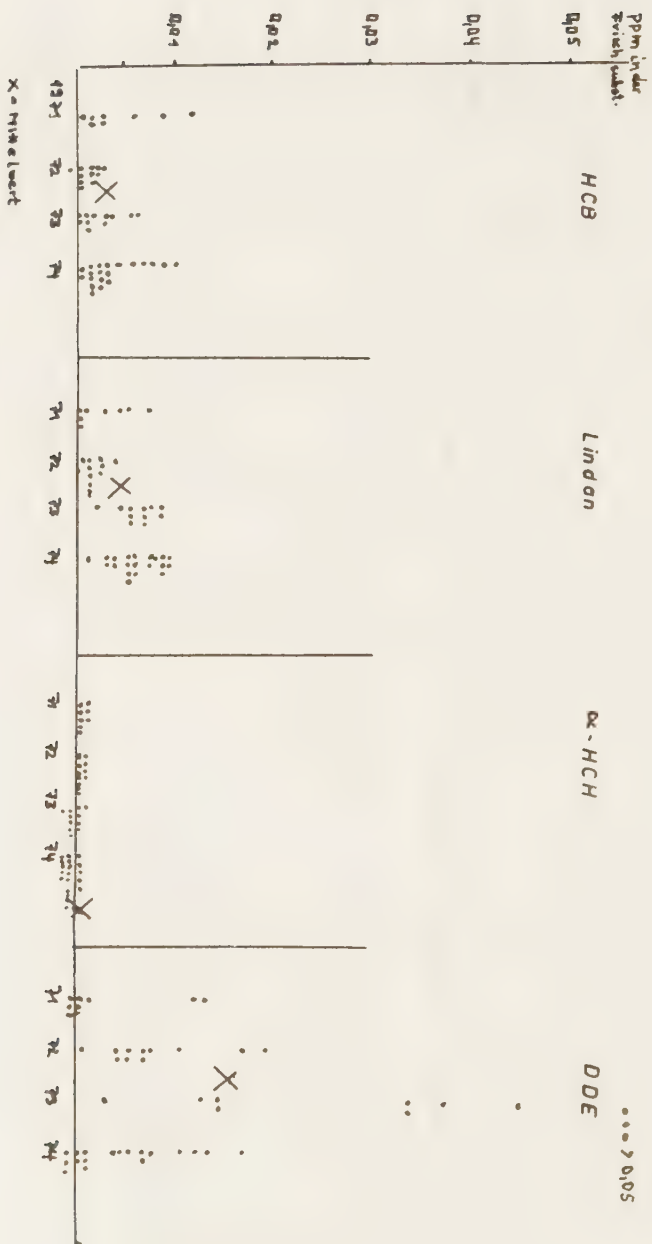
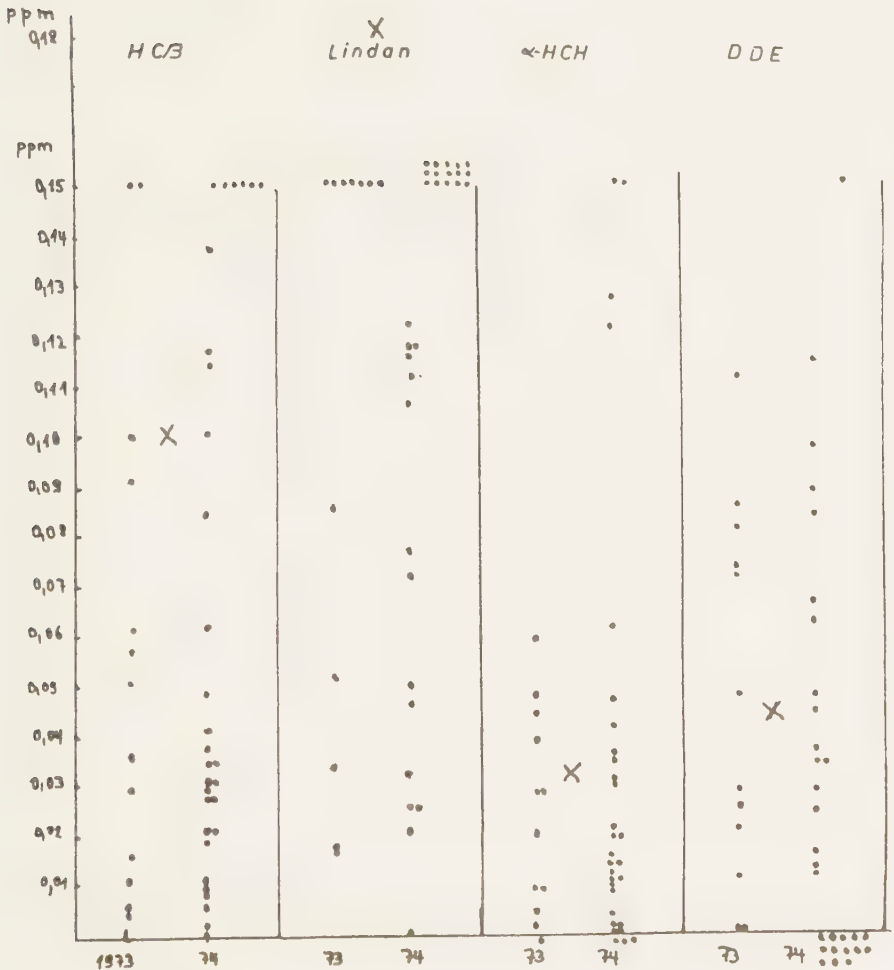


ABB. 4

CKW-ROCKSTÄNDE IM DEPOTFETT VON REHEN AUS
STAMMHAM VERSCHIEDENER JAHRE



X = Mittelwert

ABB. 5

CKW-ROCKSTÄNDE IM DEPOTFETT VON MUFFLON AUS
STAMMHAM VERSCHIEDENER JAHRE

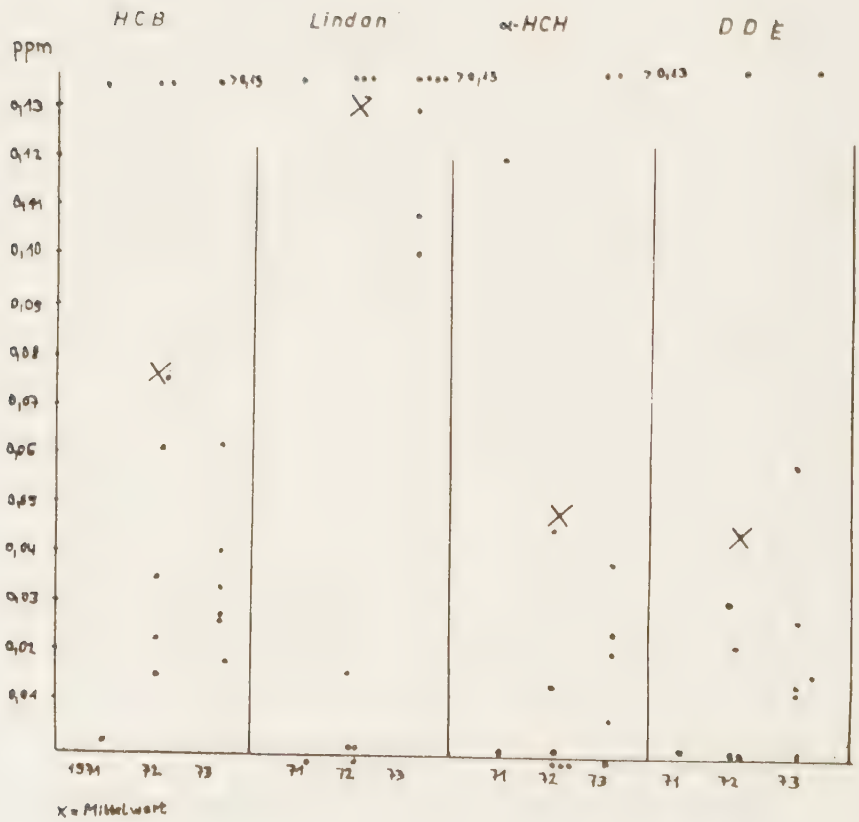
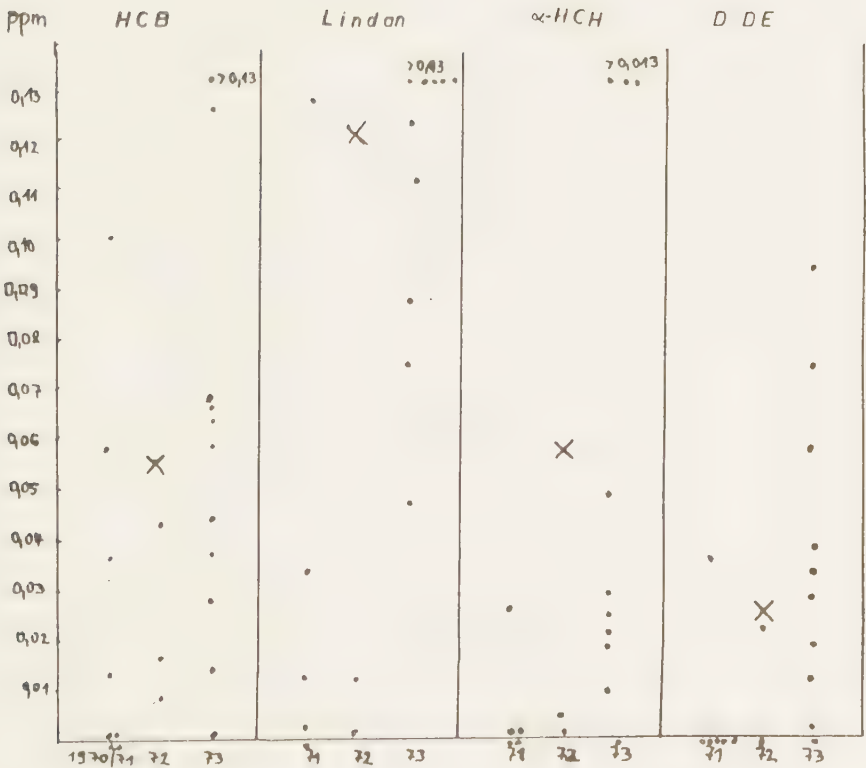


ABB. 6

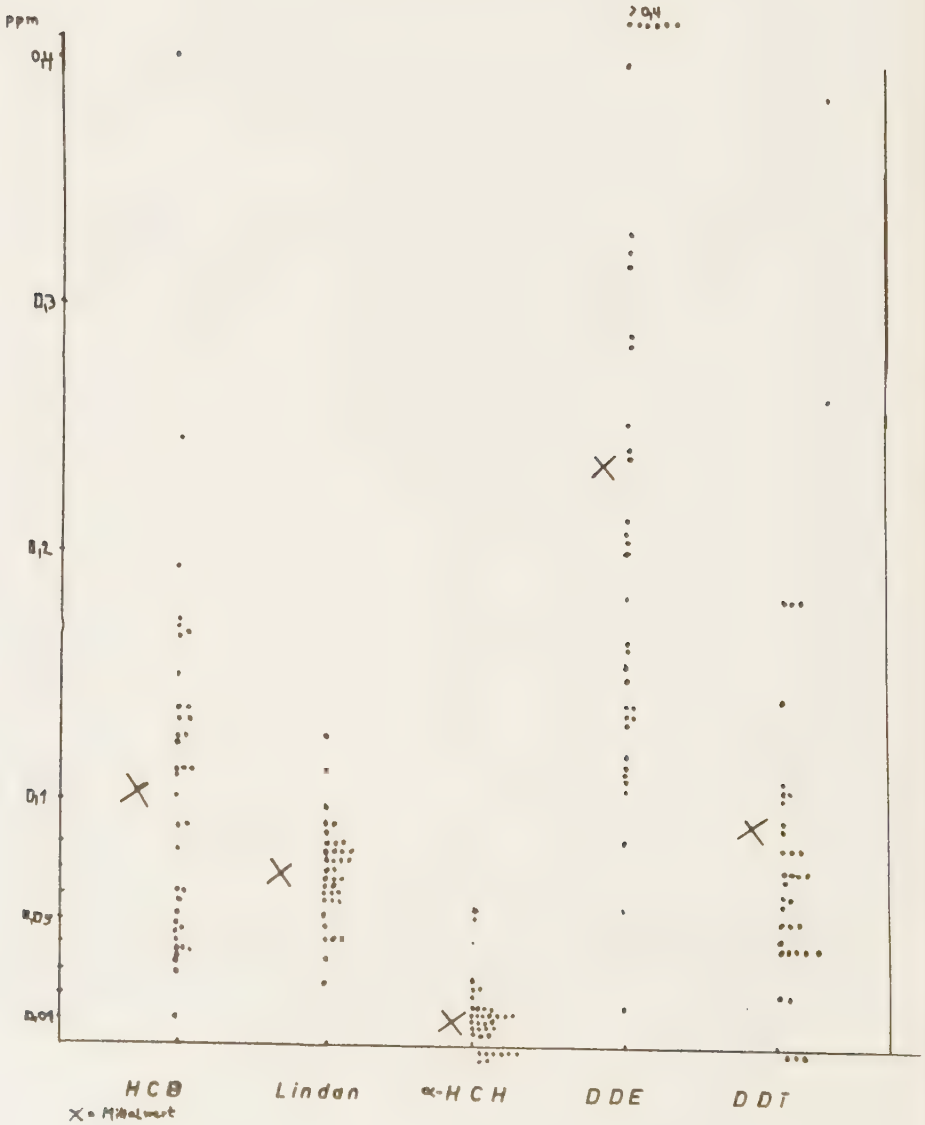
CKW-ROCKSTÄNDE IM DEPOTFETT VON DAMWILD AUS
STAMMHAM VERSCHIEDENER JAHRE



X = Mittelwert

ABB. 7

CKW-ROCKSTÄNDE IM DEPOTFETT DES SCHWARZWILDES
AUS STAMMHAM



6. Besprechung der Ergebnisse

a. Numerische Häufigkeit der CKW-Rückstände

Als eines der wesentlichsten Ergebnisse kann die weite Verbreitung des Hexachlorbenzols angesehen werden. Den Tabellen (15 - 16 Seite 94) ist zu entnehmen, daß HCB bei ca. 88 % aller Lebern und in 99 % der Depotfettproben am weitesten verbreitet ist. Bei Reh und Muffelwild erscheint es gleichhäufig in Leber und Fett. Auch das Schwarzwild erreichte Werte, die denen von Reh und Mufflon gleichen. Beim Damwild ist HCB in 86 % aller Leber- und in 94 % aller Fettproben enthalten.

Bei Lindan ähneln sich die Ergebnisse von Rehwild 96 %, Muffelwild 100 % und Schwarzwild 100 % in der Leber, während beim Damwild die Vorkommenshäufigkeit in der Leber mit 86 % ermittelt wurde. Die Depotfettproben bei Reh und Schwarzwild enthielten zu 100 % Lindan, wohingegen es beim Damwild nur zu 94 % und beim Muffelwild in 88 % aller Proben gefunden werden konnte.

Auch die Häufigkeit von α -HCH-Rückständen in Leber und Fett bei den Wildwiederkäuern stimmt mit denen von Lindan etwa überein. Beim Schwarzwild hingegen liegen diese Werte um ca. 1/3 niedriger als bei Reh, Dam und Mufflon.

Aldrin und Dieldrin kamen in gehäuftem Maße bei Reh- (28 % Ald; 23 % Diel), Dam- (41 % Ald; 27 % Diel) und vor allem bei Muffelwild (Ald + Diel 53 %) vor. Die Leberproben vom Schwarzwild enthielten nur in

wenigen Fällen Aldrin und Dieldrin (8 bzw. 24 %), wohingegen die Fettproben frei von diesen Rückständen waren. Die Fettproben der Rehe enthielten (34 % Ald - 32 % Diel), Mufflon (38 % Ald - 46 % Diel) und das Damwild (33 % Ald - 22 % Diel).

In annähernd 60 % der Leber- und Fettproben von Reh- und Damwild war DDE nachweisbar. Bei Muffel- und Schwarzwild trat DDE häufiger auf; in allen Fettproben dieser beiden Tierarten wurden DDE-Rückstände aufgefunden.

DDD, ein weiterer Metabolit des DDT, tauchte am häufigsten in der Leber (53 %) und im Fett (69 %) von Muffelwild auf. In den übrigen Tierarten wurde DDD in 26 % bis 46 % der Proben ermittelt, mit Ausnahme der Fettproben von Schwarzwild; hier enthielt nur eine von 37 Proben DDD.

Die Zahl der DDT-positiven Proben lag bei Reh-, Muffel- und Damwild zwischen 4 % (Leber Damwild) und 26 % (Leber Mufflon). Beim Schwarzwild fällt hingegen, wie bereits bei DDE, der hohe Anteil an DDT-positiven Leber- (76 %) und vor allem Fettproben (92 %) auf.

Heptachlor ist bei Dam-, Muffel-, Schwarzwild aus Stammham in 16 % aller Proben vorhanden, wobei jedoch 26 % der Lebern von Muffel- und Schwarzwild HE enthielten, während es beim Rehwild aller Reviere nur in 9 % der Proben und da ausschließlich in der Leber zu finden ist.

Heptachlorepoxyd konnte nur bei Schwarzwild (34 % in der Leber, 27 % im Depotfett) nachgewiesen werden. Alle anderen Wildarten wiesen keine Rückstände von Heptachlorepoxyd auf.

b. Durchschnittliche Konzentrationen an CKW-Rückständen

Im Frischgewicht der Leber sind die Rückstandswerte wesentlich niedriger als im Depotfett. Bezieht man jedoch die Werte auf das Leberfett (Durchschnitt 3,5 % des Frischgewichtes), so übersteigen die Leberwerte zumindest bei den Wiederkäuern die Rückstände im Depotfett; doch sind Unterschiede im Verhalten der einzelnen Pestizide zu beobachten. So verhält sich HCB beim Schwarzwild abweichend, da hier die HCB-Werte bezogen auf das Leberfett etwa denen im Depotfett gleichen.

Beim Vergleich der durchschnittlichen HCB-Konzentrationen in der Leber zeigt sich, daß das Reh-, Muffel- und Schwarzwild aus Stammham, sowie die Rehe aus Bayerbach im Durchschnitt einen niedrigeren Gehalt (0,0030 mg/kg) als das Damwild (0,0068 mg/kg) aufweisen.

Beim Damwild liegt der durchschnittliche HCB-Rückstand fast doppelt so hoch. Die Rehe aus den Revieren Löchgau und Holztraubach enthalten annähernd die gleichen HCB-Mengen (0,007 bis 0,009 mg/kg).

Auch im Depotfett weisen Reh-, Muffel- und Schwarzwild aus Stammham höhere HCB-Konzentrationen auf (0,08 bis 0,10 mg/kg). Im Gegensatz zu den Leberproben liegt der HCB-Gehalt von Damwild im Fett (0,055 mg/kg) jedoch halb so hoch, der HCB-Gehalt der Rehe aus Löchgau (0,185 mg/kg) doppelt so hoch, wie der HCB-Gehalt der übrigen Tierarten (0,1 mg/kg).

Beim Lindan zeigen die Rehe aus Holztraubach und Bayerbach höhere Konzentrationen in der Leber (0,017 bzw. 0,022 mg/kg) als die Rehe aus Löchgau sowie das Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild aus Stammham, deren

Werte wesentlich niedriger liegen (0,004 bis 0,007 mg/kg). Obwohl in Stammham seit langem weder Lindan noch HCH angewendet worden ist, finden sich deutliche Lindanrückstände im Depotfett aller untersuchten Tiere (0,07 bis 0,18 mg/kg). Die Rehe aus den landwirtschaftlich intensiv genutzten Revieren Holztraubach und Bayerbach übertreffen jedoch die Leberwerte des Wildes aus Stammham bei Lindan um das 3- bis 4-fache. Drescher-Kaden hat nachgewiesen, daß Lindan vorzugsweise im Leberfett von Wildtieren kumuliert. Dort erreicht es im Mittel die 4-fache Depotfettkonzentration. Diese Beobachtung wird durch die Ergebnisse dieser Arbeit teilweise bestätigt. Bei den Rehen aus Holztraubach liegen die Rückstände im Leberfett um das 3-fache über denen des Depotfettes. Englert stellt bei der Untersuchung auf CKW-Rückstände an freilebenden Tieren in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet dieselben hohen Rückstandswerte fest (Englert, 1975).

Die Rehe der Freilandreviere Löchgau, Holztraubach und Bayerbach weisen die höchsten Mengen an α -HCH (0,01 mg/kg) in der Leber aller untersuchten Tierarten auf. Die Depotfetrückstände liegen wiederum bei den Rehen aus Löchgau in höherer Konzentration vor (0,13 mg/kg), als bei den übrigen Wildwiederkäuern (0,01 bis 0,07 mg/kg).

Rückstände an Heptachlor kommen in allen untersuchten Wildarten in geringer Konzentration in der Leber und im Depotfett vor ($< 0,002$ mg/kg).

Heptachlorepoxyd, der Metabolit von Heptachlor, ist nur beim Schwarzwild aus Stammham in geringer Menge in der Leber und im Fett festgestellt worden (0,0004 bis 0,007 mg/kg).

Durchschnittliche Aldrin-Rückstände bewegen sich in der Leber und auch in den Fettproben der untersuchten Wildtiere nahe der Nachweisgrenze; alle Werte sind kleiner als 0,001 mg/kg (Leber), bzw. kleiner als 0,005 mg/kg (Fett). Dieldrin weist die höchsten Konzentrationen in der Leber von Rehen aus Löchgau auf (0,006 mg/kg); auch Muffelwild enthält meßbare Dieldrin-Rückstände in der Leber (0,004 mg/kg). Der Dieldringehalt in der Leber der übrigen Wildtiere liegt unter oder bei 0,001 mg/kg. Im Depotfett ist Dieldrin nur bei Wildwiederkäuern aus Stammham anzutreffen (0,007 bis 0,04 mg/kg).

Die durchschnittlichen DDE-Konzentrationen in der Leber weisen bei den Rehen aus Löchgau, Holztraubach und Stammham, sowie bei Muffel- und Damwild annähernd übereinstimmende Werte auf (0,001 bis 0,004 mg/kg). Erhöhte Rückstandswerte von DDE liegen in der Leber von Rehen aus Bayerbach (0,014 mg/kg) und beim Schwarzwild in der Leber sowie im Fett vor (0,015 bzw. 0,23 mg/kg).

Die mittleren DDD-Rückstandswerte in der Leber sämtlicher untersuchten Tierarten sind kleiner als 0,003 mg/kg. Alle Leberproben haben DDT-Rückstände, die 0,0036 mg/kg nicht überschritten haben, enthalten; nur bei den Rehen aus Holztraubach und beim Damwild war DDT in der Leber nicht nachweisbar. Im Depotfett ist DDT nur bei den Tieren aus Stammham in einer relativ niedrigen Konzentration (bis zu 0,02 mg/kg;Rehe) mit Ausnahme des Schwarzwildes (0,085 mg/kg), ermittelt worden.

V. Diskussion

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, daß die CKW-Rückstände bei den Wildwiederkäuern aus verschiedenen Revieren, sowie dem Schwarzwild aus Stammham über einen weiten Bereich streuen. Die Rückstandsmessungen haben ergeben, daß weder die Häufigkeit noch die Konzentration der Pestizide vom Alter, Geschlecht, Ernährungs- und Gesundheitszustand der Tiere, sowie dem Zeitpunkt des Erlegens abhängig ist.

Ewald jedoch hat bei Hausschweinen nachgewiesen, daß ältere Schweine größere CKW-Belastungen aufweisen als Jungschweine bis zu 6 Monaten (Ewald et al, 1976). Ein abweichendes Ergebnis hat die Analyse von einem Rehfoetus aus dem Revier Holztraubach erbracht. Der Lindangehalt in der Leber des Foetus ist um das 10-fache höher gelegen als beim Muttertier. Annähernd gleiche Werte sind in der Leber von Foeten von Weißwedelhirschen gefunden worden (Boddicker et al, 1971).

In allen untersuchten Proben ist keine gleichmäßige Verteilung der einzelnen Pestizide zwischen Leber- und Depotfett feststellbar. Um ein möglichst aussagekräftiges und objektives Ergebnis über die CKW-Belastung von Wildtieren zu erhalten, sind deshalb Leber- und Fettproben zu untersuchen. Hohe Depotfettwerte entsprechen nicht immer hohen Leberfettwerten.

Inwieweit dies mit der tierartlich verschiedenen Nahrungswahl, den unterschiedlichen Phasen der Pestizidaufnahme oder-Ausscheidung, den artspezifischen Unterschieden oder mit dem unterschiedlichen Verhalten der Pestizide im Stoffwechsel von Leber- und Depotfett zusammenhängt, läßt sich auf Grund des geringen Untersuchungsmaterials nicht entscheiden. Die Speicherung

der Pestizide dürfte vor allem von den verschiedenen Stoffwechselgrößen der Tiere abhängen.

Soll das Depotfett zur Rückstandsanalyse herangezogen werden, um Aussagen über eine Umweltbelastung treffen zu können, so wären im Austausch Reh-, Muffel- und Damwild zur Rückstandsermittlung heranzuziehen, da diese Tiere ein annähernd gleiches Pestizidmuster im Fettgewebe aufweisen. Dagegen sind die Rückstandsmengen in der Leber der verschiedenen Wiederkäuerarten unterschiedlich hoch.

HCB läßt sich seit Jahren, von wenigen Ausnahmen abgesehen, in allen Leber- und Fettproben nachweisen. Sein ubiquitäres Vorkommen und die sehr hohen Rückstandskonzentrationen im Gewebe rühren von der außerordentlich hohen Persistenz im Boden und der starken Affinität zu lipophilen Geweben her. In der Rangordnung der abnehmenden Häufigkeit folgt nach HCB Lindan, α -HCH, DDE, DDD, Aldrin, Dieldrin, DDT, Heptachlor und Heptachlorepoxyd. Vergleicht man die Werte der verschiedenen Wildwiederkäuer aus Stammham, so fällt auf, daß die Vorkommenshäufigkeit von HCB, Lindan und α -HCH beim Damwild in der Leber nicht so groß ist wie beim Reh- und Muffelwild. Die Konzentrationen der Pestizide liegen dagegen beim Damwild im Bereich der anderen Spezies. Diese Feststellung gilt jedoch nicht für die Rehe aus den Freilandrevieren. Die HCB-Konzentrationen sind in der Leber bei den Rehen aus Löchgau und Holztraubach annähernd gleich. Jedoch ist bei den Rehen aus Löchgau eine erhöhte HCB-, Lindan- und α -HCH-Konzentration im Depotfett festzustellen. Bemerkenswert sind weiterhin die höheren Rückstandswerte von Lindan und α -HCH vor allem in der Leber von Rehen aus Holztraubach und Bayerbach. Die entsprechenden Depotfettwerte unterscheiden sich jedoch nicht

wesentlich von denen der anderen Wildwiederkäuer.

Andere Pestizide, die bereits seit längerer Zeit verboten sind, finden sich in niedrigerer Konzentration vor. Dies gilt vor allem für Heptachlor und seinen Metaboliten, Heptachlorepoxyd, sowie für Aldrin und Dieldrin (Drescher-Kaden, 1976, Conrad, 1977, W. Eisele, 1972).

Bei den meisten untersuchten Proben der Wildwiederkäuer und des Schwarzwildes, mit Ausnahme der Rehe aus Löchgau und Holztraubach, die überhaupt kein Heptachlor enthalten haben, ist das Heptachlor in der Leber häufiger aufgetreten als im Depotfett, ebenso ist die Heptachlorkonzentration in der Leber teilweise höher als im Depotfett. Eine Sonderstellung nimmt das Damwild ein, bei dem Heptachlor häufiger und in höherer Konzentration im Fett als in der Leber erschienen ist. Heptachlorepoxyd hat sich in keiner Wildkäuferprobe nachweisen lassen.

Die in der Literatur erwähnte Umwandlung von Heptachlor zu Heptachlorepoxyd im Wildtierorganismus konnte nur beim Schwarzwild nachgewiesen werden. Der Wert für Heptachlorepoxyd liegt dabei höher als bei Heptachlor. Erhebliche Schwankungen von Heptachlor und Heptachlorepoxyd hat Drescher-Kaden beim Schwarzwild im Verlauf verschiedener Jahre beobachtet (Drescher-Kaden, 1976). Zu gleichen Ergebnissen ist Eisele W. bei der Untersuchung von Hasen gekommen. In allen Leber- und Fettdurchschnittswerten sind die Heptachlorwerte höher gelegen als die Heptachlorepoxydwerte (W. Eisele, 1972).

Die Pestizide Aldrin und Dieldrin erscheinen sowohl in der Leber als auch im Fett der Wildwiederkäuer und des Schwarzwildes in relativ geringer Konzentration. Die Dieldrin-Werte jedoch liegen, mit Ausnahme der Leberproben des Damwildes und im Depotfett von Rehwild aus Löchgau höher. Beim Schwarzwild ist weder Aldrin noch Dieldrin in den Depotfettproben nachgewiesen worden.

Das Aldrinvorkommen ist im Vergleich zum Dieldrin in allen Proben von Rehwild und Damwild häufiger, die Dieldrin-Konzentration ist in der Leber von Reh-, Muffel- und Schwarzwild, sowie im Depotfett von Dam-, Muffel- und Rehwild aus Stammham größer.

Das Pestizid DDT, das vor seinem Anwendungsverbot sehr häufig eingesetzt worden war, findet sich bei den Wildwiederkäuern der verschiedenen Reviere nur noch vereinzelt. Schwarzwild aus Stammham weist dagegen eine stärkere Vorkommenshäufigkeit auf. Die erhöhte Konzentration an Gesamt-DDT (= DDE + DDD + DDT) im Depotfett des Schwarzwildes ist überraschend, da das Schwarzwild dasselbe pflanzliche Nahrungsangebot im Revier Stammham vorfindet wie die Wildwiederkäuer. Der höhere Gehalt im Depotfett des Schwarzwildes gegenüber den Wildwiederkäuern aus demselben Revier läßt sich auf die unterschiedlichen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten zurückführen.

Keiler und Bachen dieses Reviers legen im Herbst große Fettreserven an, in die erhebliche CKW-Rückstände eingelagert werden können.

Auf Grund der übergeordneten Stellung des Schwarzwildes in der Nahrungskette ist zu erwarten, daß es durch die Aufnahme von mit Pestiziden angereicherter tierischer Nahrung (Kleinlebewesen, Mäuse, Frösche, Insekten und deren Larven) im allgemeinen zu einer stärkeren CKW-Anreicherung kommen würde. Dies kann jedoch beim Schwarzwild nur für Heptachlorepoxid und DDE festgestellt werden. Drescher-Kaden hat bei den Mageninhaltsuntersuchungen vom Schwarzwild nachgewiesen, daß der weitaus größte Teil des Futters beim Wildschwein aus Stammham pflanzlicher, und nur ein geringer Teil tierischer Herkunft ist (Drescher-Kaden, 1976).

Auch Baum beschreibt, daß Greifvögel, die sich vorwiegend von Carnivoren ernähren weit höhere Rückstände aufweisen, als jene, deren Nahrung sich auf Herbivoren erstreckt (Baum und Conrad, 1978).

Allgemein kann gesagt werden, daß die Rückstandsbelastungen mit DDE nach wie vor konstant geblieben sind, obwohl seit Jahren DDT und seine Metaboliten DDE und DDD, weder im Weinbau noch in der Forst- und Landwirtschaft zum Einsatz gelangten. Es ist nicht auszuschließen, daß die relativ häufigen DDE-Rückstände auf fremde Einflüsse, wie DDT-kontaminierte Importfuttermittel zurückzuführen sind.

Im Revier Stammham sind nach Auskunft der Forstverwaltung in den letzten Jahren weder HCB, Lindan noch HCH eingesetzt worden. Erstaunlich jedoch sind die häufigen Rückstände dieser Pestizide. Der relativ hohe Rückstandsgehalt dieser Wirkstoffe läßt sich nur durch die Abdrift der Pestizide von den benachbarten landwirtschaftlichen Flächen oder durch den atmosphärischen Ausfall über den Regen erklären. Als weitere Möglichkeit kann die Aufnahme von kontaminiertem Beifutter, sowie unbewußtes Ausbringen von Forstschutzmitteln, gelten (Abbott und Wheatley, 1968). Da ein großer Teil der in Stammham ausgebrachten Kraftfuttermittel aus dem Ausland bezogen wird, ist eine stärkere Kontamination mit DDT oder sonstigen Pestiziden nicht auszuschließen (Thier, 1971).

Um eine sinnvolle Aussage über das Verhalten der Pestizide im Wildtierorganismus machen zu können, müssen Biotope herangezogen werden, die annähernd denselben Vegetationstyp aufweisen und kleinräumig nicht stark differieren. Beim Vergleich der Rehe aus

den Freilandrevieren und dem Gatterrevier Stammham fallen einerseits die hohen Rückstandswerte in der Leber für Lindan und α -HCH in den Revieren Bayerbach und Holztraubach auf, während im Depotfett aller Tiere nahezu gleich große Konzentrationen ermittelt werden konnten. Die Rehe aus dem Revier Löchgau zeigen ein ähnliches Rückstandsverhalten, wie die Tiere aus Holztraubach und Bayerbach. In der Leber der Rehe aus Löchgau fällt jedoch der wesentlich geringere Lindan-Gehalt auf.

Lindan und HCH werden heute vor allem zum Vorratsschutz eingesetzt und nur sporadisch im Forst bei der Behandlung von Lagerholzbeständen und gegen Wildverbiß verwendet. Als großes Problem bei der Rückstandsuntersuchung am Rehwild erweist sich sein geringer Depotfettgehalt. Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, sollten deshalb Rückstandsmessungen in der Leber des Rehwildes von Tieren aus unterschiedlichen Revieren vorgenommen werden. Inwieweit das Muskelgewebe zu Rückstandsuntersuchungen bei allen Tierspezies herangezogen werden kann, bedarf noch einer gesonderten Prüfung. Am sinnvollsten wäre jedoch die Verwendung von Leber- und Depotfettproben, da im Fett die chronische und in der Leber die akute Belastung, sei es durch Aufnahme oder Mobilisation, aufgezeigt wird.

Keine der untersuchten Depotfettproben wies Überschreitungen der in der Höchstmengenverordnung für Lebensmittel tierischer Herkunft angegebenen Werte (HVO, 1973) auf. Dabei ist die auf 0,7 mg/kg verringerte Höchstgrenze von Lindan für Haar- und Federwild nach der ersten Änderung zur Höchstmengenverordnung (1978) nicht berücksichtigt. Im Gegensatz zu den Depotfettproben sind bei den Untersuchungen von 178 Leberproben

Oberschreitungen der Toleranzgrenze für CKW in Lebensmitteln tierischer Herkunft ermittelt worden. Die zulässigen Grenzwerte wurden von HCB, Lindan, α -HCH, Heptachlorepoxid, Aldrin und Dieldrin sowie für Gesamt-DDT überschritten. Diese Überschreitungen besitzen jedoch nur eine beschränkte Aussagekraft, da bei den untersuchten Wildtieren von einem mittleren Fettgehalt von 3,5 % in der Leber ausgegangen wurde. Berücksichtigt man die tierartlichen und ernährungsbedingten Unterschiede, so können Überschreitungen der Toleranzgrenze beim Wildbret nicht immer ausgeschlossen werden, da Tiere mit einem niedrigen bzw. hohen Fettgehalt mehr oder auch weniger Pestizide speichern können. Die noch verwendeten Pestizide Lindan und α -HCH wiesen innerhalb des Untersuchungszeitraumes gleichbleibende Konzentrationen auf, die aber in Ackerbaugebieten erhöhte Werte aufzeigten.

	<u>Leber</u>		<u>Fett</u>
Ackerbaugebiete	Holztraubach	$\bar{X}$ Lind. 0,017 mg/kg	$\bar{X}$ α -HCH 0,07 mg/kg
	Bayerbach	$\bar{X}$ Lind. 0,022 mg/kg	$\bar{X}$ α -HCH 0,01 mg/kg
Weinbaugebiet	Löchgau	$\bar{X}$ Lind. 0,004 mg/kg	$\bar{X}$ α -HCH 0,13 mg/kg
Forst	Stammham	$\bar{X}$ Lind. 0,007 mg/kg	$\bar{X}$ α -HCH 0,03 mg/kg

Zahlreiche Literaturangaben sowie meine Ergebnisse zeigen, daß bei korrektem Einsatz der z.Zt. genehmigten Pflanzenschutzmittel eine Schädigung an Wildtieren nicht gegeben ist (Schulze, 1960; Englert, 1975; Kölling, 1973).

Die Ergebnisse der Rückstandsmessungen an domestizierten Nutz- und Wildtieren und deren Produkte deuten auf keine akute Gefahr für den Verbraucher hin.

Die Beobachtungen der letzten Jahre haben gezeigt, daß akute Vergiftungen beim Nutz- und Wildtier durch chlorierte Kohlenwasserstoffe außerordentlich selten sind, und nur durch unsachgemäße Anwendungen hervorgerufen werden.

Die Biozidbelastungen beim Nutztier und bei gesund erlegtem Wildtier liegen relativ niedrig. Das Leben und die Gesundheit der Tiere scheinen nicht beeinträchtigt zu sein.

Wie weit aber dieser Effekt sich auf die Leistungsfähigkeit und auf die folgende Generation auswirkt, vermag heute noch niemand zu sagen.

Die bei verschiedenen Vogelarten nachgewiesenen Populationsstörungen, die verminderte Entwicklung der sekundären Geschlechtsmerkmale bei Schneeziegen und die Unfruchtbarkeit bei weiblichen Kaninchen durch die Einwirkung verschiedener chlorierter Kohlenwasserstoffe sollte Anlaß zu weiteren Erhebungen sein. Die Verwendung chlorierter Kohlenwasserstoffe zur Schädlingsbekämpfung in der Land- und Forstwirtschaft wird sich wohl einschränken, aber nicht ganz verhindern lassen. Die Gefahr der Umweltverschmutzung bleibt bestehen. Bei der üblichen Form der Verwendung der Schädlingsbekämpfungsmittel gelangen diese Schadstoffe durch die Luft, durch die Gewässer und über den Boden - in ihrem ursprünglichen Zustand oder in Form von Umwandlungs- und Abbauprodukten in die Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere, sowie in den menschlichen Organismus. Art, Menge und Konzentration, sowie Einwirkungszeit

und Periodik sind ebenso wie die Akumulation Faktoren, die Lebewesen akut oder chronisch gefährden können. Die Umwelt und mit ihr der Mensch ist der permanenten Kontamination mit Pestiziden ausgesetzt. Auf Grund ihrer globalen Verbreitung und ihrer Persistenz kommt ihnen vorrangig internationale Bedeutung zu.

VI. Zusammenfassung

Die durchgeführten Rückstandsuntersuchungen an Wildtieren sollten die Frage klären, inwieweit sich freilebende Tiere als Indikatoren zur Erfassung von Rückständen an chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) in unserer Umwelt eignen.

Dazu wurden 178 Leber und 120 Depotfettproben von Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild aus verschiedenen Revieren (Löchgau - Baden-Württemberg; Bayerbach, Holztraubach - Niederbayern; Stammham - Oberbayern) und Jahren (1971 bis 1974) gas-chromatographisch auf ihre Gehalte an Hexachlorbenzol (HCB), Lindan, ~~γ~~-HCH, Heptachlor, Heptachlorepoxyd, Aldrin, Dieldrin, pp'-DDE, pp'DDD und pp'DDT analysiert.

In allen Proben konnten eine oder mehrere, insbesondere beim Schwarzwild, alle untersuchten CKW in meist sehr unterschiedlichen Konzentrationen ermittelt werden.

HCB, Lindan und ~~γ~~-HCH kamen in ca. 86 - 100 % der Proben vor; gefolgt von DDE und DDD. Die Pestizide Aldrin und Dieldrin ließen sich in 8 - 53 % aller Proben nachweisen. Das Vorkommen von DDT, HE und Hep war mit Ausnahme beim Schwarzwild gering.

Im Leberfett wurden in der Regel höhere Rückstände angetroffen als im Depotfett.

Eine Abhängigkeit der CKW-Rückstände in Leber und Depotfett war von Alter, Geschlecht oder Ernährungszustand der Tiere nicht erkennbar.

Die höchsten Rückstandskonzentrationen an Lindan und ~~γ~~-HCH in der Leber wiesen die Rehe aus den zwei landwirtschaftlich intensiv genutzten Revieren in Niederbayern auf. Die Tiere aus dem Gatterrevier Stammham enthielten niedrigere, jedoch für alle Wildwiederkäuerspezies zumindest im Fett annähernd gleiche Pestizidrückstände. Bei Schwarzwild wurden allerdings höhere DDE- und DDT-Werte als bei den Wildwiederkäuern dieses Reviers ermittelt.

VII. Summary

Analysis of residues of chlorinated hydrocarbons on wild living mammals in view of their suitability as indicator for the environmental contamination.

The analysis of residues on wild living animals is apt to show whether non-domestic animals qualify als indicators for residues of chlorinated hydrocarbons (CKW) in the environment.

178 samples of liver and 120 samples of fat from roe deer, fallow deer, muffle deer and wild boars from different dispensaries (Löchgau - Baden-Württemberg; Bayerbach and Holztraubach - Niederbayern; Stammham - Oberbayern) and years (1971 - 74) were analyzed gaschromatografically on their content of the following CKW's Hexachlorbenzene, Lindane, γ -HCH, Heptachlor, Heptachlorepoxyde, Aldrin, Dieldrin, pp'-DDE, pp'-DDD, and pp'-DDT. The amounts and the quantity residues varied at a high degree.

HCB, Lindane, γ -HCH were found in 86 - 100 % of all samples, followed by pp' DDE und pp' DDD. The pesticides Aldrin and Dieldrin were measured in 8 - 53 % of all samples.

All specimens contained, few pp' DDT, HE und Hep except the liver and the fat of the wild boars. They did not depend on age, sex or nutritional condition.

The roes from the two agriculturally intensively used dispensaries in Nather Bavaria showed the highest concentration of residues of Lindane and γ -HCH in the liver. The animals from the gatter grating at Stammham showed lower degrees of residues of pesticides, though nearly at the same level for all species of ruminant animals concerning the fat. Higher concentrations of DDE and DDT were measured in wild boars than in wildliving ruminants.

Residues of CKW's were found in all samples, with the quantity of residues in hepatic fat exceeding that in the depository fat.

VIII. Literaturübersicht

- Abbott, Wheatley, Chemikalien in unserer Umwelt. Aufgaben der ökologischen Chemie. Angewandte Chemie, 80. Jahrg. 3 (1968), 44 - 45
- Acker, L. Schulte, E. Ober das Vorkommen von chlorierten Biphenylen und Hexachlorbenzol neben chlorierten Insektiziden in Humanmilch und menschlichem Fettgewebe. (Naturwissenschaften 10 (1970), 497
- Anderson, D. Significance of Chlorinated Hydrocarbon Residues to Breeding Pelicans and Cormorants. Anad. Field Nat. 83 (1969), 91 - 112
- Attig, D. Schlacht- und Viehhof-Zeitung 73, 253 (1973) 5/74 SVZ.
- Eichner, K. Heffter, A. Oberdick, R. Völcks, K. Walther, G.
- Bauer, U. Brutvorkommen und Brutbiologie des Zintl, H. Gänsesägers Mergus merganser in Bayern. Sonderdruck aus dem Anzeiger der ornithologischen Gesellschaft in Bayern, Band 13, 1 (1974), 71 - 85
- Baum, F. Greifvögel als Indikation für die Conrad, B. Veränderung der Umweltbelastung durch chlorierte Kohlenwasserstoffe. T U, Sonderdruck 33, 12 (1978), 661 - 662
- Bednareck, W. Ober die Auswirkungen der chemischen Hausdrof, W. Umweltbelastung auf Greifvögel in zwei Jörissen, U. Probeflächen Westfalens. Schulze, H. J. Orn. 116, (1975), 181 - 194 Wegener,
- Benda, R. v. Chemikalien in der Natur. Wild und Hund 16 (1965), 591 - 593
- Benson, W. Organochlorine Residues in Wild Moose, Watson, M. Idaho - 1972 Wyllie, J. Envir. Health Persped. Exp.-Issue 1, (1972), 145 - 149

- Bernard, R. Field and laboratory studies on the effects of DDT on birds.
Dissertation, 23 (1962), 1454
zit. bei Marth E.H. (44)
- Boddicker, M. Parasites and Pesticide Residues of
Huggins, E. Mountain Goats in South Dakota.
Richardson, A. J. of Wildl. Management Vol. 35
(1971), 94 - 103
- Böning, K. Die Anwendung chemischer Präparate im
Pflanzenschutz.
Medizin und Ernährung, Sonderheft
Pflanzenschutz und Ernährung (1964),
1 - 3
- Brüggemann, J. Pesticid- und PCB-Rückstände in Organen
Busch, L. von Wildtieren als Indikator für Umwelt-
Drescher-Kaden, U. kontamination.
Eisele, W. Transact. Int. Un. Game Biol.
Hoppe, P. Stockholm (1973), 439
- Brüggemann, J. Rückstände an chlorierten Kohlen-
Busch, L. wasserstoffen in Organen wildlebender
Drescher-Kaden, U. Tierarten.
Transact. Wildlife Disease Conf.
(1975), 281 - 300
- Brüggemann, J. Rückstände chlorierter Kohlenwasser-
Busch, L. stoffe im Wildbret.
Drescher-Kaden, U. Mitteilungsblatt der GDCh-Fachgruppe
Eisele, W. Lebensmittelchemie und gerichtliche
Sturm, H. Chemie, 3/4 (1975), 108 - 116
- Brüggemann, J. Changes of Pesticide Residue Levels in
Busch, L. Different Animal Species of Some Habitats
Drescher-Kaden, U. in the German Federal Republic from 1970
to 1976
XIIth Congress of Game Biologists
Pesticide Residues in Animals
(1976), 125 - 135
- Busch, L. Methodik und analytische Bestimmung von
chlorierten Insektiziden.
Umwelt und Veterinärmedizin, Sonderheft
2 (1973), 31

- Carson, R Der stumme Frühling.
Biederstein Verlag München (1965)
- Conrad, B. Die Giftbelastung der Vogelwelt
Deutschlands (Greifvögel)
Hrsg. E. Bezel, Kilda Verlag (1977)
- Dieckmann, H. Rückstandsuntersuchungen an Fasanen.
Wild und Hund 78 (1976), 903
- Dieter, Gift in Münchner Lebensmitteln.
Forschung und Wissenschaft (1971), 122
- Drescher-Kaden, U. Nationale und internationale Forschungs-
aktivitäten und Ergebnisse auf dem
Gebiet der Nutzung freilebender Tierarten
als Indikatoren für die Belastung der
Umwelt - insbesondere des Menschen -
durch Umweltchemikalien.
Sonderdruck (1976), 5 - 7
- Drescher-Kaden, U. Rückstände an Organohalogenverbindungen
in freilebenden Tierspezies.
Forschungsbericht (03 7110) Organo -
halogenverbindungen in der Umwelt
(Teilprojekt 10) (1978)
- Drescher-Kaden, U. Rückstände an Chlorkohlenwasserstoffen
in freilebenden Wildtieren verglichen
mit einzelnen Konditionskriterien aus
einem wildbiologisch charakterisierten,
begrenzten Lebensraum (Gebiet im
Köschinger Forst bei Stammham).
Schlußbericht zum Forschungsvorhaben (1978)
- Ehrenstorfer, S. Ober die Bestimmung von Rückständen in
Fleisch im Rahmen der Lebensmittelüber-
wachung.
Vortrag auf der Kulmbacher Woche (1973)
- Eichler, M. Ober Rückstandsbestimmungen von
chlorierten Insektiziden und
polychlorierten Biphenylen in Fischen
des Bodensees, des Oberrheins und
dessen Zuflüsse, sowie in deren
Gewässern
Zs. Lebensm.untersuch.Forsch. 161
(1976) 327

- Eisele, D. Chemikalien in der Natur.
Wild und Hund 68. Jhg. 16 (1965), 591- 593
- Eisele, W. Über Rückstände von chlorierten Kohlen-
wasserstoffen beim freilebenden Wild.
Diss. med.vet. (1972), München
- Englert, H. Rückstandsuntersuchungen auf chlorierte
Kohlenwasserstoffe bei Fallwild und
gesund geschossenem heimischem Wild.
Transact. III Int. Wildlife Disease
Conf. München (1975), 631
- Ewald, P.
Forschner, E.
Wolf, H. Zur Pestizidbelastung von Fleisch -
Orientierende Untersuchungen an Schlacht-
tieren und verschiedenen Wildarten.
DTW 83, (1976), 311 - 350
- Fedorenko, A. Die negative Wirkung verschiedener
chemischer Präparate auf nützliche
Warmblüter.
Giftchemikalien und Fauna, (1967), 32-46
- Frank, R.
Armstrong, A.
Boelens, R.
Braun, H.
Douglas, C. Organochlorine Insecticide Residues in
Sediment and Fish Tissues, Ontario,
Canada.
Pesticides Monit. Journal, Vol. 7, 3/4
(1974), 165
- Gerlach, H. Wildvögel und Umweltschutz.
Umwelt und Veterinärmedizin.
Sonderheft 2 (1973), 133
- Gish, Ch. Organochlorine Insecticide Residues in
Soils and Soil Invertebrates from
Agricultural Lands.
Pesticide Monit. J., Vol. 3
(1970), 241 - 252
- Glofke, E. Untersuchungen über die Verwendbarkeit
von Aluminiumoxyd zur einfachen Reinigung
von Fettextrakten für die gaschromatographi-
sche Analyse von Rückständen chlorierter
Insektizide.
(Pflanzenschutzbericht 36, 5 - 7
(1967), 143

- Greenwood, R.
Greichus, Y.
Huggins, F. Insecticide Residues in big game mammals
of South Dakota.
J. of Wildl. Management 31 (1967), 288
- Grimm, L.
Hoppe, P. Pestizid-Rückstände (chlorierte Kohlen-
wasserstoffe) in der Leber von Auerhahn
(Tetrao Urogallus) und Birkhahn (Lyrurus
tetrrix).
TU 27. Jg., 8 (1972), 391 - 395
- Gropp, J.
Kölling, K. Aktuelle Problematik der Rückstände in
vom Tier stammenden Lebensmitteln
SVZ 5/74 S. 173 - 180
- Großklaus, O. Fremde Stoffe und gesundheitlich beden-
kliche Rückstände im Geflügelfleisch.
Bundesgesundheitsblatt 15 (1972), 42 - 50
- Gruber, H. Was nun?
St. Hubertus 11 (1970), 14 - 15
- Gruhl, H. Ein Planet wird geplündert.
Verlag GmbH., Frankfurt/Main (1978)
- Hapke, H. Toxikologie für Veterinärmediziner.
Ferdinand Enke Verlag Stuttgart (1975)
- Hapke, H. Allgemeine toxikologische Gesichtspunkte
bei der Anwendung von Pestiziden, besonders
von Unkrautvertilgern.
TU 26 4 (1971), 149 - 152
- Heath, R.
Hill, S. Nationwide Organochlorine and Mercury
Residues in Wings of Adult Mallards and
Black Ducks during the 1969 - 70
Hunting Season.
Pesticides Monit. Journal, Vol. 7,
3/4 (1974), 153 - 158

- Heath, R. Nationwide Residues of Organochlorine
Pesticides in Wings of Mallards and
Black Ducks.
Pesticides Monit. J., Vol 3, 2 (1969),
115 - 123
- Heeschen, W.
Blüthgen, A.
Tolle, A. Befunde und toxikologische Bedeutung
von Pestiziden in Milch und Milch-
produkten.
MFI-Schriftenreihe
Fachverband der Futtermittelindustrie
1974, 143 - 156
- Hickey, J.
Hunt, L. Initial songbird mortality following a
dutch elm disease control Program.
J. Of Wildl. Managem. 24 (1960), 259
- Horn, A. v. Wildverluste durch Gift.
Nachrichtenbl. Dtsch. Pflanzenschutzds.
19 (1967), 17 - 21
- Hughes, D.
Christensen, R. Significance of Chlorinated Hydrocarbon
Residues to Breeding Pelican and
Cormorants.
The Canadian Field-Naturalist, Vol. 83,
2 (1969), 91 - 112
- Huppert, V. Agrarchemie - Gefahr oder Segen?
Sonderdruck Ernährungsumschau 7
(1971), 189 - 293
- Karner, I. Nimrod, A MAGYAR VADASZOK ORSZAGOS
SZÜVETSEGEENEK LAPJA V!
EVFOLYAM, 6 (1973), 4 - 5
- Kerschagel, W. Vogelwelt und Pflanzenschutz.
Österreichs Weidwerk, 4, (1967), 159 - 163

- Kiermeyer, F. Ober die Kontamination der Milch mit Insektiziden. Medizin und Ernährung, Sonderheft Pflanzenschutz und Ernährung, (1964), 10 - 12, Pallas Verlag, Dr. E. Gans
- Kilian, P. Keine Gefahr durch Pflanzenschutzmittel. Deutsche Jägerzeitung 1,4 (1972), 43
- Klimmer, O. Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Abriß einer Toxikologie und Therapie von Vergiftungen. Hundt-Verlag, Hattingen (1971)
- van Klingereren, B.
van Haaften, J.
Koeman, J. A Study on the Hare (*Lepus europaeus*) in Relation to the Use of Pesticides in a Polder in the Netherlands. Transact. Int. Un. Game Biol. VII Congress Biologistes du Gibier. Beograd - Ljubljana (1965), 309 - 316
- Knappstein, A. Die Kontamination von Einzel- und Mischfuttermitteln mit chlorierten Kohlenwasserstoffpestiziden Kraftfutter H. 3 (1975) 86
- Knöppler, H.-O.
Donnerbauer, H.-J.
Philipp, A. Untersuchung von Schlachtschweinen auf Pestizide und Arsenrückstände Die Fleischwirtschaft 55. Jhg. Oktober 1975 Heft 10 S. 1460 - 1462
- Knöppler, H.-O. Pestizidrückstände in tierischen Lebensmitteln Die Fleischwirtschaft 56. Jhg. November 1976 Heft 11 S. 1643 - 1646
- Knoll, R
Ackermann, H. Zur Rückstandsproblematik von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln (PSM) in der Kleinkinderernährung. Ernährungsforschung XVI, 3 (1971), 455 - 458, Dtsch. Gesundheitswesen 24, (1969), 1744 - 1750

- Knoll, R.
Nickel, B. Über das Vorkommen von DDT und DDE im
Fettgewebe und in den Organen von
Kleinstkindern.
Ernährungsforschung XVI, 3, (1971),
455 - 466
- Kölling, K. Über die Rückstandsbildung von Pflanzen-
schutzmitteln in der Umwelt, über ihr
Verhalten im Organismus und den daraus
resultierenden Problemen bei der
Erzeugung von Nahrungsmitteln tierischer
Herkunft.
Umwelt und Veterinärmedizin, 2. Sonderheft
(1973)
- Kölling, K. Der "CARRY OVER" chlorierter Kohlen-
wasserstoffe aus dem Futter in Lebens-
mittel tierischer Herkunft.
Übersicht Tierernährung 2 (1974),
291 - 312
- Korschgen, L. Soil-Food-Chain-Pesticide Wildlife
Relationships in Aldrin Treated Fields.
The Journal of Wildlife Management,
Vol. 38, 1 (1979), 186 - 199
- Koss, G.
Manz, D. Residues of Hexachlorobenzene in Wild
Mammals of Germany.
Bulletin of Environmental Contamination
and Toxicology.
Vol. 15, 2 (1976), 189 - 191
- Kradel, J. Wildgefährdung durch Pflanzenschutzmittel.
Versuchsstation Limburgerhof
Information über Agrarchemikalien 4 (1976)
- Kradel, J. Umwelt und Pflanzenschutz.
Sonderdruck Der praktische Schädlings-
bekämpfer, 5 (1971), 64 - 69
- Kradel, J. Der Beitrag der Landwirtschaft zum
Umweltschutz aus der Sicht der chemischen
Industrie.
Information über Agrarchemikalien, 2 (1976)

- Krantz, W. Organochlorine and Heavy Metal Residues
 Bagley, G. in Bald Eagle Eggs.
 Ligas, F. Pesticide Monit. Journal, Vol. 3,
 Mulhern, B. 3 (1970), 136 - 140
 Robertson, W. jr.
 Sprunt, IV A
- Kreizter, J. Residues of Organochlorine Pesticides
 Mercura and PCB's in Mourning Doves
 from Eastern United States - 1970 - 71.
 Pesticide Monit. Journal, Vol. 7,
 3/4 (1974), 195 - 199
- Lamont, T. Residues of O,P'- DDD and O,P'-DDT in
 Bagley, G. Brown Pelican Eggs and Mallard Ducks.
 Reichel, W. Bulletin of Enviromental
 Contamination and Toxicology, Vol. 5,
 3 (1970), 231 - 236
- Lawrence, J. Relations of the Brown Pelican to
 Blus, L. Certain Enviromental Pollutants.
 Belisle, A. Pesticides Monit. Journal, Vol. 7,
 Prouty, R. 3/4 (1974), 181
- Lötsch, B. Ökologische Überlegungen zum Öster-
 reichischen Pflanzenschutztag.
 Österreichs Weidwerk, 6, (1974), 153- 156
- Marth, E. Residues in biological material.
 Residue Reviews 9 (1965), 2 - 71
- Martin, W. Organochlorine Insecticide Residues
 in Starling.
 Pesticides Monit. Journal, Vol. 3,
 2 (1969), 102 - 114
- Menke, K. Insektizidgehalte in Milch und Fleisch
 weit unter der Toleranzgrenze.
 Kraftfutter 56. Jg., 6 (1973), 282 - 285
- Moore, G. Insecticide residues in pronghorn
 antelope of South Dakota.
 Greichus, J. Bull. of Enviromm., Contam. and Tox.,
 Huggins, E. 3 (1968), 269 - 272

- Mulhern, B.
Bagley, E.
Belisle, A.
Cromartie, E.
Lamont, T.
Locke, L.
Prouty, R.
- Organochlorine Residues and Autopsy
Data From Bald Eagles 1966 - 1968.
Pesticides Monit. Journal, Vol. 4,
3 (1970), 141 - 144
- Pillmore, R.
- Residues in game animals resulting
from forest and range insecticide
applications.
Trans. N. Am. Wildl. and Nat.
Resources Conf. 28 (1963), 409
- Prestt, I.
Ratcliffe, D.
- Effects of organochlorine Insecticides
on European Birdlife.
Proc. XVth intern. ornith. Congr. .
(1970), 486 - 513
- Primus, K.
- Die Verantwortung des Tierarztes auf
dem Gebiet eines modernen Umwelt-
schutzes.
TU 11 (1971), 551 - 558
- Prouty, R.
Cromartie, E.
- Recovery of DDT and Dieldrin from
Tissues of Coturnix Japonica Stepwise
During Residue Analysis.
Envir. Sci. & Techn., Vol. 4,
(1970), 768 - 769
- Przygodda, W.
- Vogelschutz und Pflanzenschutz.
Allgem. Forstzeitschrift 1
(1969), 38 - 39
- Ratcliffe, D.
- The peregrine situation in Great -
Britain 1965 - 1966.
Bird Studa 14 (1967), 238
- Ratcliffe, D.
- Decrease in eggshell weight in certain
birds of prey.
Nature 215 (1967), 208

- Raesfeld, F. v. Das Rehwild.
Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
(1970)
- Reichel, W. Pesticide Residues in Eagles.
Cromartie, E. Pesticides Monit. Journal, Vol. 3,
Lamont, T. 3 (1969), 142 - 144
Mulhern, B.
Prouty, R.
- Richardson, A. Residues of Polychlorobiphenyls in
Baldwin, M. Biological Samples.
Crabtree, A. Pesticides Monit. Journal. Vol. 4,
4 (1971), 169 - 175
- Schulze, H. Pflanzenschutzmittel und Hasenbesatz.
Sonderdruck aus Z. Jagdwissenschaft
Bd. 6, 1 (1960), 15 - 28
- Schmidt, P. Das Reh, sein Leben - sein Verhalten.
Hallwag Verlag, Bern und Stuttgart (1974)
- Scott, T. Some effects of a field application
Willis, Y. of Dieldrin on Wildlife.
Willis, J. J. of Wildl. Managem. 23 (1959), 409 - 427
- Stickel, L. Residues of DDT in Brains and Bodix of
Stickel, W. Birds That Died on Dosage and in
Christensen, R. Survivors.
Reprinted from Science, Vol. 151
3717 (1966), 1549 - 1551
- Stickel, L. Distribution of DDT Residues in Tissues of
Stickel, W. Birds in Relation to Mortality, Body
Condition and Time.
Pesticides Symposia 8 (1970), 57 - 65
- Stickel, L. Pesticide Residues in Birds and Mammals.
Chemical Fallout, Current Research on
Persistent Pesticides Proceedings of the
First Rochester Conference on Toxicity
Chapter 7 (1973), 254 - 311

- Stickel, W.
Stickel, L.
Spann, J. Tissue Residues of Dieldrin in Relation
to Mortality in Birds and Mammals.
Chemical Fallout, edited by Miller M.W.
and G.G. Berg and published by C.C. Thomas,
Springfield, III XXII (1969), 531
- Stickel, W.
Stickel, L.
Coon, F. DDE and DDD Residues Correlated with
Mortality of Experimental Birds.
Pesticides Symposia 8 (1970), 287 - 294
- Thier, E. Umweltverschmutzung durch Umwelt-
chemikalien.
Kraftfutter 9 (1971), 474 - 477
- Tiews, J. Toxikologische und hygienische Aspekte
der landwirtschaftlichen Erzeugnisse
von Lebensmitteln.
2. Ernährungsbericht (1972)
- Tolle, A.
Heeschen, W.
Blüthgen, A.
Hamann, J.
Reichmuth, J. Rückstände von Bioziden und Umwelt-
chemikalien in der Milch -
Eine Untersuchung über Nachweis,
Vorkommen und lebensmittelhygienische
Bedeutung
KIELER MILCHWIRTSCHAFTLICHE FORSCHUNGS-
BERICHTE
Band 25 Heft 4/1973 S. 369 - 546
- Ueckermann, E. Pflanzenschutzmittel und Wild.
Wild und Hund, 1 (1971), 871 - 874
- Verordnungen BGBL I S. 1497 - 1583
Futtermittelverordnung (1976)
- BGBL I 2591
Pflanzenschutzgesetz (1975)
- BGBL I 97/1710 - 1713
Verordnung über Höchstmengen an DDT
und anderen Pestiziden in oder auf
Lebensmitteln tierischer Herkunft (1973)

BGBL I 1525
Erste Verordnung zur Änderung der
Höchstmengenverordnung tierischer
Lebensmittel (1978)

BGBL I 537
Umweltschutzgesetz (1973)

BGBL I 1281
HVO Pflanzenschutz und pflanzliche
Lebensmittel (1973)

Wallnöfer,
Forschungsvorhaben "Anreicherung von
Umweltchemikalien (Organochlorverbindungen)
in Anseleiern aus charakteristischen
Biotopen".
Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und
Pflanzenbau, Abschlußbericht (1978)

Weinzierl, H.
Reviergestaltung.
BLV Verlagsgesellschaft mbH, München
(1972)

Whitten-Report
Kurzfassung des Referates von Prof.Dr.
O. R. Klimmer.
Erklärung der American Medical Association.
(1966)

Wright, B.
Some effects of Heptachlor and DDT on
New Brunswick woodcocks.
J. of Wildl. Managem. 29 (1969), 172

Wünscher, K.
Acker, L.
Über das Vorkommen von chlorierten
Insektiziden im Fettgewebe des Menschen.
Medizin und Ernährung, 10 (1969), 75 - 80

Zitat:
Schwalbensterben in Afrika
Das Tier, 2 (1971)
ohne Autorangabe.

Zitat:

Lufa = Landwirtschaftl. Untersuchungs-
und Forschungsanstalten, Darmstadt
Zit. bei Drescher-Kaden (1976)

DFG Rückstände von Bioziden und
Umweltchemikalien in der Milch
1975

DFG Rückstände in Frauenmilch
1978

Ernährungsbericht 1972 der Deutschen
Gesellschaft für Ernährung e.V.
Frankfurt a.M. Kapitel 7 S. 129

Für die Überlassung des Themas und die großzügigen Arbeitsbedingungen möchte ich Herrn em. o. Prof. Dr. Dr., Dr. hc. mult. Johannes Brüggemann herzlich danken.

Weiterhin gilt mein besonderer Dank Frau Dr. habil. U. Drescher-Kaden sowie Frau Dr. L. Busch für die Beratung und Unterstützung bei meiner Arbeit.

Frau M. Kroczeck danke ich für ihre labortechnischen Unterstützungen bei meinen Analysen, sowie allen, die mir bei der Beschaffung des Probematerials geholfen haben.

Lebenslauf

Ich, Heinrich Josef Sturm, prakt. Tierarzt, wurde am 2.8.1947 als zweiter Sohn des Tierarztes Dr. Josef Sturm, Veterinärdirektor a.D. und seiner Ehefrau Herta, geb. Hempt, in Mallersdorf geboren.

Nach dem Besuch der Volksschule in Pfaffenberg trat ich in das Realgymnasium Neubeuern ein. Das Abitur legte ich am Nymphenburger Gymnasium in München am 23.7.1968 ab.

Das Studium der Veterinärmedizin begann ich im WS 1968/69 in Berlin. Im SS 1969 wechselte ich nach München über und legte am 25.9.1973 das tierärztliche Examen mit Erfolg ab.

Mein tierärztliches Praktikum verbrachte ich bei Herrn Dr. H. Grassl in Landshut.

Am 1.10. 1973 ließ ich mich in Pfaffenberg als praktizierender Tierarzt nieder und begann mit dem Aufbau meiner Praxis.

